

TARTU ÜLIKOOL
LOODUS- JA TÄPPISTEADUSTE VALDKOND
FÜÜSIKA INSTITUUT

Maria Leier

Radioaktiivsete jäätmete tekkimine ja
käitlemisvõimalused Kambrium-Vendi
veehaaret kasutavates veetöötlusjaamades
Keskkonnatehnoloogia õppekava magistritöö (30 EAP)

Juhendaja: Madis Kiisk, PhD

Tartu 2016

Radioaktiivsete jäätmete tekkimine ja käitlemisvõimalused Kambrium-Vendi veehaaret kasutavates veetöötlusjaamades

Eesti peamiseks joogivee allikaks on põhjavesi ning põhjavett kasutavates veetöötlusjaamades on joogiveekäitleja kohustatud tagama seadusega esitatud nõuetele vastava kvaliteedi. Sellise tegevuse alla kuulub ka raua, mangaani ja raadiumi ärastamine põhjaveest ning selline protsess võib muuta veetöötlusjaamades kasutatava filtermaterjali kõrgeks radioaktiivsusega materjaliks. Käesolevas magistritöös antakse ülevaade veetöötluste käigus tekkivatest jäätmete kogustest ning nende võimalikest käitlemisvõimalustest. Eesmärgi täitmiseks koguti valimis olnud veetöötlusjaamade filtermahutitest filtermaterjali proove ning filtermaterjalis leiduvate Ra-226, Ra-228 ja Th-228 eriaktiivsuse kontsentratsiooni leidmiseks kasutati gammaspetsimeetrit. Valimi suuruseks oli 47,4% üleriigilisest ööpäevasest tootlikkusest ning 49,8% Kambrium-Vendi põhjavett kas täielikult või osaliselt tarbivatest elanikest. Läbi viidud analüüside tulemusena leiti, et 11 veetöötlusjaama 18-st ületab seadusandluses kehtestatud väljaarvamistasemeid ning väljaarvamistasemeid ületanud veetöötlusjaamade filtermaterjali summaarne kogus valimis on 303 420 kg. Võimalikke käitlusviise on mitmeid – käitlemine radioaktiivse jäätmena, lõppladustus NORM-jäätmete ladustuspaigas, käitlemine tavajäätmena, hajutamine, kasutamine sekundaarse toorainena, filtermaterjali väljavahetus enne väljaarvamistasemete ületamist. Sobiva käitlusviisi valikul tuleb eelkõige läheneda juhtumipõhiselt, kusjuures regulatiivsel organil on siinjuures nõuandja ning vahendaja roll.

Märksõnad: *NORM, radionukliidid, veetöötlus, jäätmekäitlus*

CERCS kood: T270 Keskkonnatehnoloogia, reostuskontroll

Formation and management of radioactive waste in water treatment plants using Cambrian-Vendi aquifer

In Estonia, the main source of drinking water is groundwater. In order to guarantee the accordance to drinking water quality requirements, the groundwater must be purified before delivering it to the consumer. Water treatment processes may also include removing excess iron, manganese and

radionuclides from groundwater and that can alter filter materials in use to waste with elevated radioactivity. This research provides the overview of quantities of radioactive waste formed in the process of water treatment and some potential waste management methods are also provided. For that purpose, filter material and water samples were collected from 18 water treatment plants and for the measurement of specific activity of Ra-226, Ra-228 and Th-228 gamma-spectrometrical measurement methods were used. The size of selection covers 47,4% of national Cambrian-Vendi groundwater productivity and 49,8% of consumers using Cambrian-Vendi's aquifer whether entirely or partially. The results show that in filter materials in 11 of 18 water treatment plants the exemption levels enforced with the law were exceeded and the total quantity of filter material exceeding the exemption levels is 303 420 kg. Several methods of managing radioactive waste are described e.g. managing formed waste as radioactive waste, disposal in permanent disposal site of NORM-waste, using the filter material as a secondary raw material and replacing the filter material before it exceeds the exemption levels. The selection of the suitable management method depends on the specifics of the water treatment plant and therefore case-by-case approach is needed, whereby regulatory authority has hereat an advising and intermediary role.

Keywords: *NORM, radionuclides, water treatment, waste management*

CERCS code: T270 Environmental technology, pollution control

Sisukord

Sissejuhatus	6
1. Valdkonna ülevaade.....	9
1.1.Joogivee puhastusmeetodid	11
1.2.Eesti põhjavee radioaktiivsuse uuritus.....	13
1.3.Olukord mujal maailmas	14
1.4.Põhjaveest toodetud joogivee tarbimisest tingitud terviseriskid.....	15
1.5.Seadusandlus.....	17
1.5.1. Radioaktiivsete jäätmete ja heitmete käitlemise põhinõuded.....	19
1.6.Radioaktiivsete jäätmete käitlemise riiklik tegevuskava	19
2.Metoodika.....	21
2.1.Valimi koostamine ja info kogumine.....	21
2.2.Proovide ettevalmistus ja mõõtmine	24
2.2.1. Proovid filtermaterjalist.....	24
2.2.2. Proovid toorveest ja filtraadist.....	24
2.3.Proovide analüüs	24
3. Tulemused.....	27
3.1.Radionukliidide eriaktiivsuse kontsentratsioonid filtermaterjalis.....	27
3.2Radionukliidide koguaktiivsus filtermaterjalis	29
3.3.Filtermaterjali eriaktiivsuse kontsentratsiooni kasv aastas	30
3.4Veetöötlusjaamade puhastusefektiivsus.....	33
4. Arutelu ja järeldused	34
..... 4.1.Radionukliidide eriaktiivsus valimisse kuulunud veetöötlusjaamade filtermaterjalis	35
..... 4.2. Väljaarvamistaset ületavate veetöötlusjaamade filtermaterjali koguaktiivsus	35
4.3. Väljaarvamistaset ületavate veetöötlusjaamade filtermaterjali eriaktiivsuse kontsentratsiooni kasv aastas	36
4.4.Tulemused NORM-jäätmete käitlemisvalikute kontekstis	37
Kokkuvõte.....	42
Summary.....	45
Tänuavaldused	47
Kasutatud allikate nimekiri.....	48
Lisad	52
Lisa 1 Põhjaveekihtide ja veepidemete paiknemine Eesti territooriumil....	52

Lisa 2. U-238 lagunemisrida	53
Lisa 3. Th-232 lagunemisrida	54
Lisa 4. Näide analüüsitud spektrist	55
Lisa 5. Ra-226 analüüsitulemused	56
Lisa 6. Ra-228 analüüsitulemused	57
Lisa 7. Th-228 analüüsitulemused	58
Litsents.....	59

Sissejuhatus

Nagu teiste keemiliste elementidega, puutuvad inimesed igapäevaselt kokku ka radionukliididega. See võib toimuda läbi erisuguste teede – olgu selleks kas kosmiline kiirgus või antropogeense tekkega radionukliidid. Samuti võib üheks selliseks kokkupuutepunktiks olla ka joogiveena tarbitav põhjavesi. Ürgaegsed radionukliidid nagu ^{238}U , ^{235}U ning ^{232}Th on olnud Maal alates selle tekkimisest. Läbi mitmesuguste füüsikalise-keemiliste protsesside on radionukliidid sattunud kivimite kaudu ka põhjavette.

Eestis ammutatakse põhjavett kõigist põhjaveekihtidest üle riigi territooriumi. Suurim veevõtt toimub Kambriumi-Vendi ning Siluri-Ordoviitsiumi veelademetest (Põhjaveekomisjon, 2004). Eesti territooriumile jäävate põhjaveekihtide paiknemine on välja toodud lisas 1.

Kambrium-Vendi põhjavee kõrge radionukliidide sisaldus tuleneb aga pikaajalisest kontaktist radioaktiivse kristallilise aluskivimiga ning samuti annavad panuse redutseerivad tingimused veelademes, mis soodustavad raadiumi lahustuvust. Lisaks puutub Kambrium-Vendi veelade kokku ka saviga, mis teeb võimalikuks raadiumi adsorptsiooni-desorptsiooni protsessid. (Mokrik et al., 2009)

Joogivee kvaliteedile seadusega esitatud nõudeid ületavate raua, mangaani ja raadiumi sisalduste tõttu tuleb välja pumbatud vett eelnevalt töödelda ning selle tulemusena akumuleeruvad radionukliidid filtermaterjali ning selline protsess võib muuta veetöötlusjaamades (VTJ) kasutatava filtermaterjali kõrgeks radioaktiivsusega materjaliks. Radionukliidide sisaldust filtermaterjalis väljendab eriaktiivsuse kontsentratsioon (ühik Bq/kg) ning kui filtermaterjali eriaktiivsuse kontsentratsioon ületab Kiirgusseaduses ette nähtud väljaarvamistasemeid, tuleb käsitleda filtermaterjali edaspidi kui radioaktiivset materjali ja kuna tegemist on looduslike radionukliididega, siis kasutatakse siinkohal terminit NORM-materjal (ingl k *Naturally Occuring Radioactive Material*).

Käesoleva magistritöö eesmärk on hinnata kas ja kui suur osa Kambrium-Vendi veehaaret kasutavates veetöötlusjaamades toodavad radioaktiivseid materjale. Samuti selgitatakse töös välja, kui palju tekib aastas juurde materjali, mida

klassifitseeritakse kui NORM-jäadet ning antakse hinnang veetöötlusjaamades kasutatava materjali koguaktiivsusele. Põgusalt antakse ülevaade VTJ-de Ra-228 puhastusefektiivsusest ning käsitletakse NORM-jäätmete käitlemise võimalike lahendusi antud magistritöö kontekstis. Osa tulemusi on kajastatud ka perioodil 02.09.2014-01.06.2015 läbi viidud projekti „Radioaktiivsete jäätmete tekkimine Kambrium-Vendi veehaaret kasutavates veetöötlusjaamades“ aruandes (TÜ Füüsika Instituut, 2015).

Eesmärgist johtuvalt on uurimisküsimused järgnevad:

- Kas ja kui palju NORM-jäätmeid toodavad käesolevas töös käsitletavad veetöötlusjaamad?
- Kas ja mil määral juba eelnevalt välja pakutud NORM-jäätmete võimalikud käitlemisviisid kohanduvad ka veetöötlusjaamades tekkivatele NORM-jäätmetele?

Veetöötlusjaamade filtermaterjali radioaktiivsuse määramiseks koguti perioodil oktoober 2014 – veebruar 2015 18 VTJ-st filtermaterjali ning samuti koguti igast VTJ-st toorvett ning töödeldud vett. Lisaks koguti igast VTJ-st tehnoloogilist infot, sealhulgas ööpäevane tootlikkus, teenindavate elanike arv, kasutatav filtermaterjal ning selle kogus, tüüp ja kasutusiga. Samuti teostati ligikaudu aasta hiljem korduvanalüüsid 4 veetöötlusjaamast.

Valimi aluseks on Terviseameti poolt koostatud Eesti veevõrkide ülevaatliku tabeli põhjal seisuga august 2014. aasta. Antud tabel pärineb andmebaasist, mis on tekkinud järelevalve alla võetud veevõrkide lisamisega Terviseameti Vee Terviseohutuse infosüsteemi ning selle avalik moodul on kättesaadav veebiaadressil <http://vtiav.sm.ee/>. Valimi koostamisel lähtuti kolmest kriteeriumist – esiteks Cm-V või selle alamveehaarde tarbimine täielikult või osaliselt, teiseks raua, mangaani ja/või raadiumi-ärastus ning kolmandaks veetarbijate ja veetoodangu hulk. Valimisse kuulunud veetöötlusjaamade ööpäevane tootlikkus on summaarselt 7,2 mln m³ ning teenindavate elanike hulk 116 000 ning protsentuaalselt moodustab valim vastavalt üleriigilisest ööpäevasest tootlikkusest 47,4% ning elanike arvust 49,8%.

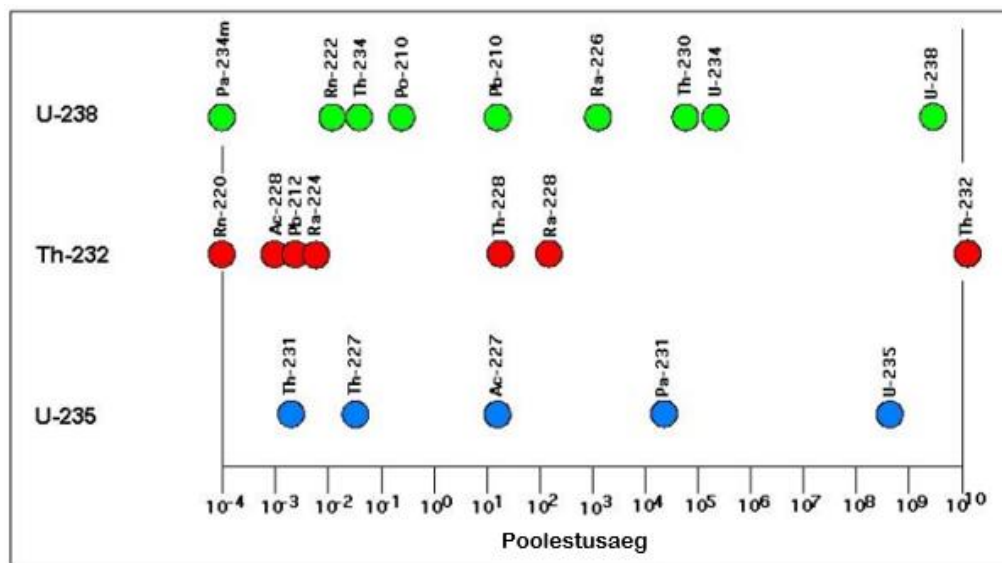
Kogutud proovide mõõtmiseks kasutati gammaspektromeetrilist mõõtemetodit ning gammaspektrite analüüsiks kasutati tarkvara GammaVision-32 v6.07.

Filtermaterjali koguaktiivsuse uurimiseks analüüsiti U-238 ja Th-232 tütarradionukliidide Ra-226, Ra-228 ja Th-228 eriaktiivsuse kontsentratsioone.

Autoripoolne panus seisneb valimi koostamises, proovide kogumises, ettevalmistamises ja analüüsimises.

1. Valdkonna ülevaade

Planeedil Maa leidub erineva päritoluga radionukliide. Olgu need siis kas ürgaegse, kosmilise või antropogeense päritoluga. Ürgaegse päritoluga radionukliidid hõlmavad endas kolme emanukliidi ning nende lagunemisrida – ^{238}U ($t_{1/2}=4,468 \cdot 10^9$ a), ^{235}U ($7,038 \cdot 10^8$ a) ning ^{232}Th ($t_{1/2}=14,02 \cdot 10^9$ a). Joonisel 1 on esitatud nende radionukliidide olulisemad tütar nukliidid.



Joonis 1 Ürgaegse päritoluga radionukliidid ning nende olulisemad tütar nukliidid. (Wisser, 2003)

Ürgaegse päritoluga radionukliidid on talletunud maakoore kivimitesse ning mitmete füüsilis-keemiliste protsesside tagajärjel on need sattunud ka põhjavette. Seega oleneb põhjavee radionukliidide kontsentratsioon aluskivimi, veeladet ümbritsevate kivimi ja põhjavee vahelistest protsessidest. Uraani ja tooriumi jaotumine tardkivimis sõltub kolmest protsessist:

- Otsene kationide asendamine peamise kivimit moodustava mineraali silikaadi kristallvõres;
- Radionukliidid juba esinevad kivimis vähem levinud mineraalide koostises;
- Radionukliidi adsorptsioon kristallvõres olevasse defekti või osakese pindpinnale. (Gascoyne et al., 1992)

Põhjaveelise joogiveevarustuse kontekstis esineb kõrgeenenud radionukliidide kontsentratsiooni probleem Eestis peamiselt Kambriumi-Vendi veekompleksi kihtides. Kambrium-Vendi veekompleks asub sügaval (200-400 m), kuid

rannikualadel tõuseb veekompleks maapinnale lähemale, olles umbes 90-100 meetri sügavusel. Erinevalt teistest veekompleksidest on Kambrium-Vendi veekompleks suletud süsteem ja seega on valdavalt väliste saasteainete ligipääs välistatud. Kambrium-Vendi veekompleks asub vett pidavate aleuroliidi ja liivakivi kihtidel ning pealt on veekompleks kaetud Lontova kihistu ehk sinisaviga. Veekompleks on jaotatud kaheks alamveekompleksiks – Gdov-i (sügavam) ja Voronka veekihiks, kuid analüüsitulemused ei ole täheldanud, et radionukliidide sisaldus neis alamveekompleksides erineks. (Forte et al., 2010)

Kahjulikes kontsentratsioonides esinevad ainult mõned ülaltoodud emanukliidide tütar nukliidid ning need on välja toodud tabelis 1. Kambrium-Vendi veelademes on kiirguskaitse seisukohalt oluline Ra-226 ning Ra-228 ning kuigi radionukliide Pb-210, Po-210, U-238 ja U-234 siiski põhjavees leidub, on kas nende poolt põhjustatud efektiivdoos kordi väiksem raadiumi nukliidide omast või koguni tühine. (Kiirguskeskus, 2005)

Tabel 1 Olulisemad radionukliidid põhjavees. (Wisser, 2003)

Emanukliid	Tütarnukliid
238U	238U, 234U, 226Ra, 222Rn, 210Pb, 210Po
232Th	228Ra, 224Ra
235U	235U, 231Pa

Põhjavett puhastades kontsentreeruvad radionukliidid filtermaterjali ning seega võib filtermaterjal muutuda peale kasutuse lõppemist NORM-jäätmeks.

1.1. Joogivee puhastusmeetodid

Joogivee käitleja on kohustatud tagama joogivee vastavuse kvaliteedinõuetele, mis tulenevad 31.07.2001. aastal vastu võetud Sotsiaalministri määrusest „Joogivee kvaliteedi- ja kontrollnõuded ning analüüsimeetodid.“ (Riigi Teataja, 2001)

Joogivee puhastusmeetodid jagunevad mehaanilisteks, keemilisteks ning bioloogilisteks meetoditeks. Mehaaniliste protsesside puhul kasutatakse settimist raskusjõu mõjul, keemiliste protsesside puhul kasutatakse aga reagente eesmärgiga välja sadestada ebavajalikud ained ning bioloogiliste puhastusmeetodite puhul on tegemist vee puhastamisega organismide elutegevuse tulemusena. Põhiprotsessideks on siin kohal jämedisperssete ainete eraldamine, koagulatsioon, selgitamine, desinfitseerimine, degaseerimine, desodoreerimine, neutraliseerimine, pehmdanmine, magestamine ning bioloogiline puhastamine. (Ennet, n.d.) Sageli kasutatakse mitmeid puhastusmeetodeid koos.

Koagulatsiooni eesmärgiks on eemaldada veest peen- ja jämedisperssed osakesed, mis molekulaarjõudude mõjul oma vahel kokku kleepuvad. Protsessi toimimiseks lisatakse vette reagente ehk koagulante. Näiteks kasutatakse selleks $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ lahust, mis vees dissotseerub ning selle tulemustena osa alumiiniumi ioone adsorbeeritakse vees olevate kolliodide ning hõljuvosakeste poolt ning ülejäänud osa moodustab vees lahustumatud alumiiniumhüdrokksiidi $\text{Al}(\text{OH})_3$. Alumiiniumhüdrokksiid aga koageleerub vees lahustunud kolliodide ja hõljuvate osakestega ning tekib sade. (Ennet, n.d.)

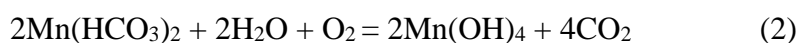
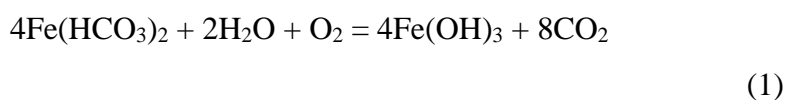
Desinfitseerimise eesmärgiks on eemaldada vees olevad bakterid ning selleks kasutatakse keetmist, kloorimist, osoonimist ning ultraheli või ultraviolettkiirgusega töötlemist. Osooni kasutamine võimaldab samaaegselt joogivett desinfitseerida, kõrvaldada selle värvust ning parandada maitseomadusi. (Ennet, n.d.)

Kaltsiumi- ja magneesiumisoolade eemaldamisel ehk vee kareduse vähendamisel kasutatakse vee keetmist, reagentide lisamist, kationiitkäitlemist või kombineeritud meetodeid. Reagentidega pehmdamise puhul seotakse kaltsiumi- ja magneesiumisoolad reagentide abil mittelahustuvateks ühenditeks.

Kationiidimeetodi puhul kasutatakse aga vee filtreerimist läbi kationiidi, kus kaltsiumi- ja magneesiumisoolad seotakse kationiidi pinnale. Sellise materjalina on kasutusel alumonsilikaadid ning kõrgmolekulaarsed orgaanilised ühendid. (Ennet, n.d.)

Kasutusel on muuhulgas ka ioonvahetussüsteemid ja pöördosmoosi tehnoloogia. Ioonvahetussüsteemi puhul on tegemist protsessiga, mille eesmärgiks on toorveest eemaldada lahustunud ioonid ning asendada neid sarnase laenguga ionidega. Ioonvahetusprotsessi kasutatakse vee pehmendamiseks. Pöördosmoos seisneb kõrge rõhu mõjul vee läbi suunamisest osaliselt vett läbi laskva membraani, kusjuures toorvees sisalduvad soolad, raskmetallid, orgaanilised ühendid ning mikroorganismid membraanist läbi ei tungi. (Watex Estonia OÜ, n.d.)

Vees leiduv raud ja mangaan eemaldatakse põhjaveest aereerimise ning filtreerimise teel. Raud esineb vees kas kahe- või kolmevalentsena ning mangaani oksüdatsiooniastmed on vahemikus II-VII. Vee aereerimise käigus muutub kahevalentne raud kolmevalentseks rauaks ning moodustub vees mittelahustuv $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ning kahevalentne mangaan muutub neljavalentseks mangaaniks ja moodustub mittelahustuv MnO_2 . (Lumiste et al., 2012) Raua ja mangaani sadestamine toimub järgnevate protsessidega:



Aereerimise käigus tekkinud rauaühendid on võimelised kaassadestama ka vees leiduvaid raadiumi katioone. Neutraalses või aluselises keskkonnas moodustavad MnO_2 ühendid negatiivselt laetud sademe, mille puhul on raadiumi katioonide kaassadenemine veelgi tõenäolisem. (Germain, 2001)

Filteerimise puhul suunatakse vesi läbi filtermaterjali ning toimub vees mittelahustuvate ühendite sorptsioon filtermaterjali pinnale. Filtermaterjalina on peamiselt kasutusel kas kvartslüüsi või MnO_2 sisaldav katalüütiline materjal. Kasutusel on nii rõhuta- kui ka rõhufiltrid. Rõhuta filtris voolab vesi raskusjõu

mõjul ülalt alla ning puhas vesi juhitakse läbi filtri alumises osas oleva drenaaži edasi. Filtermaterjali efektiivsuse püsimiseks on vajalik perioodiline läbipesu, mis hõlmab endas puhta vee intensiivset vastasuunalist läbipumpamist filtermaterjalist. (Ennet, n.d.) Läbipesu periood sõltub selle vajadusest, valdavalt toimub läbipesu kord nädalas.

1.2. Eesti põhjavee radioaktiivsuse uuritus

Tänane riigi Ilmateenistus alustas Eesti põhjavee radioaktiivsuse 1980-ndate lõpus. Seoses usaldusväärse analüüsimeetodi kasutuselevõttuga, tollase nimega EMHI radioloogialaboris suurenes analüüside arv oluliselt. Peamiselt mõõdeti erinevates veekompleksides radionukliidi Ra-226 kontsentratsiooni. Analüüside arv suurenes veelgi seoses Euroopa Liidu direktiivi 98/83/EC ülevõtmisega Eesti õigusruumi. (Kiirguskeskus, 2005)

Tänaseks on teostatud mitmeid uuringuid nii radionukliide sisaldava põhjavee kui ka looduslikult esinevate radioaktiivsete materjalide tekkimisest ning käitlemisest. Peamiselt on uuringuid teostatud või tellitud Keskkonnaministeeriumi (Keskkonnaministeerium, 2010), Eesti Geoloogiakeskuse, Terviseameti ja Tartu Ülikooli poolt. Üheks ulatuslikumaks uuringuks võib lugeda koostöös Eesti ja Itaalia teadlastega ja 2010. aastal valminud projekti „*Estimation of Concentrations of Radionuclides in Estonian Ground Waters and Related Health Risks*“, mille eesmärgiks oli muu hulgas uurida kasutatavate veehaarete ning joogivee radioaktiivsusest põhjustatud efektiivdooside seotust, samuti hinnati ka populatsiooni kogudoosi ning sellest tingitud terviseriske. (Forte et al., 2010)

Terviseriski hinnanguid on teostatud ka varem. 2005. aastal valmis Kiirguskeskuse poolt koostatud aruanne „Joogivee radioaktiivsusest põhjustatud terviseriski hinnang“, mille peamine eesmärk oli anda hinnang elanike terviseriskile ning töös käsitleti ka probleemi ulatust, põhjavee radioaktiivsuse uuritust ning anti nõuandeid leevendusvõimalusteks, edasisteks uuringuteks ja seiresüsteemi loomiseks. (Kiirguskeskus, 2005)

2005. aastal andis Kiirguskeskus hinnangu, et Ra-226 ja Ra-228 sisaldust on mõõdetud umbes 30% Kambrium-Vendi põhjavett kasutavates puurkaevudes. Kusjuures Ra-228 sisaldus oli tollal mõõdetud nendes puurkaevudes 78%

ulatuses. Uuritud on Harjumaa, Ida-Virumaa, Lääne-Virumaa, Läänemaa, Põlvamaa ja Raplamaa puurkaeve. Hinnanguliselt tarbib Kambrium-Vendi põhjavett umbes 17% Eesti elanikest ehk u 230 000 inimest. Tulemusi võib lugeda usaldusväärseks, kuna lisaks Eesti pädevatele laboratooriumitele, on analüüse läbi viidud ka näiteks Soome Kiirguskaitse Keskuse, Peterburi Raadiumi Instituudi ning ka Läti Kalibratsioonikeskuse poolt ning kõik loetletud laboratooriumid on näitanud head analüüsitaset ka rahvusvahelistes võrdluskatsetes. (Kiirguskeskus, 2005)

2014. aastal valmis ka projekt „Radionukliidide sisalduse määramine Lõuna-Eesti veevärgivees“, mille käigus teostati analüüsi Valgamaa, Põlvamaa, Võrumaa, Tartumaa, Jõgevamaa ning Viljandimaa puurkaevude vett ning Kambrium Vendi põhjaveekihist koguti 1 mineraalveeproov, mis andis efektiivdoosi tulemuseks 2,028 mSv/a. Siiski võib selle tarbimist lugeda ohutuks, kuna tegemist on Värskas sanatooriumi mineraalveega, mida külastajatel on võimalik kraanist tarbida. Sellise tarbimise puhul jäävad aga tarbitavad mahud alla poole uuringus kasutatud metoodika eeldatavast tarbimismahust (iga päev 1-2 liitrit mitmekümne aasta jooksul). (Terviseamet, 2014)

1.3. Olukord mujal maailmas

Lisaks Eestile esineb probleeme radionukliidide sisaldava põhjaveega ka mujal maailmas. Kõrgenenud radionukliidide sisaldusega põhjavees seisavad silmitsi mitmed riigid, muuhulgas ka Ameerika Ühendriigid, Itaalia, Soome, Rootsi, Hispaania, Portugal. Väiksemal määral on probleeme esinenud ka Iisraelis ja Jordaania. (Nuccetelli et al., 2009)

Soomes läbi viidud uuringu tulemused näitasid, et 4% uuritud erakaevudest ületasid 500 mBq/l piiri Ra-226 suhtes ja 200 mBq/l piiri Ra-228 suhtes. Rootsis ületas seadusega kehtestatud piirnormi 47% uuritud erapuurkaevudest. Lääne-Hispaanias läbi viidud uuringu tulemustest selgus, et 13% uuritud erapuurkaevudest ületasid Ra-228 suhtes 1 Bq/l kontsentratsiooni. (Forte et al., 2010)

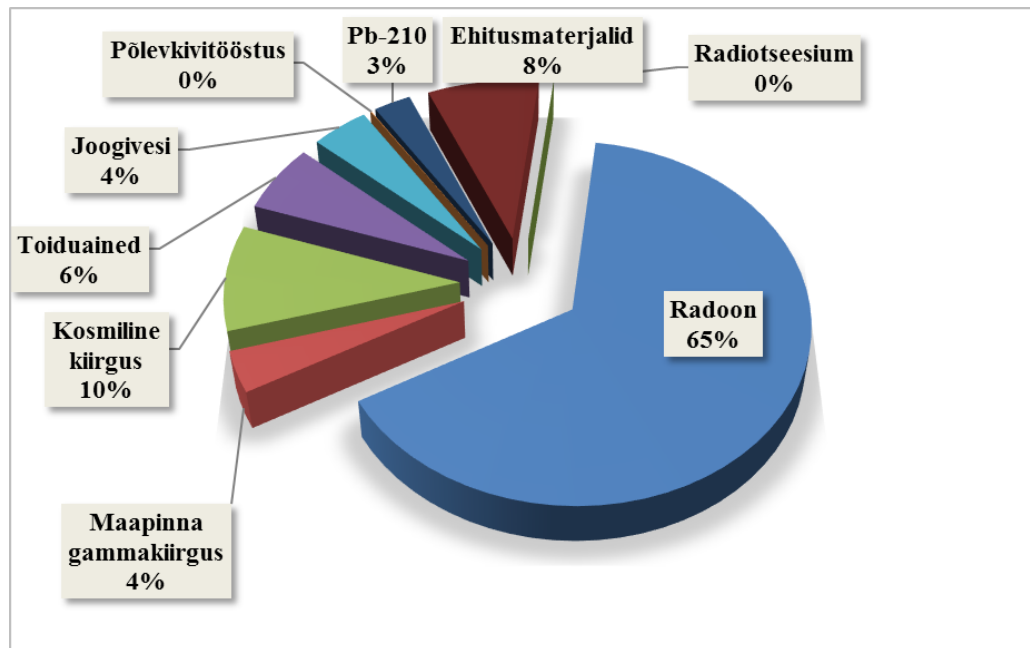
U-238 ja U-234 kõrgeid kontsentratsioone on mõõdetud Kanadas, Ontario provintsis, kus toorvee U-238 kontsentratsiooniks mõõdeti $42,0 \pm 2,5$ mBq/l ning

U-234 puhul $85,0 \pm 9,0$ mBq/l. Tarbijani jõudnud joogivee uraani kontsentratsioon oli vastavalt $35,4 \pm 1,8$ mBq/l ning $66,0 \pm 7,5$ mBq/l. (Wisser, 2003)

1.4. Põhjaveest toodetud joogivee tarbimisest tingitud terviseriskid

Igal kiirgusallikal on kaks olulist iseloomustajat – kui suure doosi annab see inimesele ja kui lihtsalt on võimalik selle doosi suurust mõjutada. Alles hiljuti peeti looduslikest allikatest ja looduslike radionukliididega saastunud materjalidest pärinevat kiirgust nii märkamatuks kui muutumatuks. Looduslikest allikatest põhjustatud kiirgusdoosi puhul on oluline ka looduslike radionukliide sisaldavad ained ning neid sisaldavate materjalide käsitlemine. Praegu avaldab ÜRO Kiirgusefektiide Teaduslik Komitee (ingl. k akronüümina UNSCEAR) regulaarselt andmeid kõikidest allikatest pärineva kiirguse dooside kohta. Kogu maailma elanikkonna keskmiseks kogudoosiks on aastas umbes 2,4 mSv. Sellest kogudoosist üle 85% on pärit looduslikest allikatest, sellest omakorda pool põhjustavad radooni lagunemisproduktid elamutest. (UNSCEAR, 2000). Kasutades Eestis kogutud kiirgusseire ja vastavate uuringute andmeid, on võimalik välja arvutada ligikaudne oodatav efektiivdoos, mille Eesti elanik võib erinevatest allikatest aasta jooksul saada. (Kiirguskeskus, 2005)

2012. a Merle Lusti doktoritöös „Elanikkonna kiirgusdoosi komponentide hindamine“ selgub, et Eesti elaniku kiirgusdoos on keskmiselt 3,23 mSv aastas, millele lisandub veel meditsiinist põhjustatud doos (Lust, 2012). Joonisel 2 on esitatud aastase efektiivdoosi komponentide hinnangud Eesti elanikkonnale (va meditsiinist põhjustatav doos), joogivesi põhjustab hinnangu alusel 4% ehk 0,14 mSv/a.



Joonis 2 Eesti elanikkonna aastased efektiivdoosi komponendid (va meditsiiniikiiritus) (Lust, 2012)

Nagu eelnevalt mainitud, leidub raadiumi enam just Kambrium-Vendi veelademes. Kambrium-Vendi veelademe põhjavett tarbivad enim just Põhja-Eesti elanikud (Harjumaa, Ida-Virumaa, Lääne-Virumaa). 2010. aastal läbi viidud uuringus selgus, et Kambrium-Vendi veelademe põhjavett tarbivatest isikutest saavad 92% efektiivdoosi, mis ületab efektiivdoosi piirväärtust 0,1 mSv/aastas. (Forte et al., 2010)

Kõrgendatud radioaktiivsusega joogivee tarbimisel saadakse üldjuhul mõõdukaid kiirgusdoose, mis ei põhjusta inimesel deterministlikke tervisekahjustusi, küll aga suureneb risk juhuslikult haigestuda raskesse haigusesse, näiteks vähki. Nagu eelnevalt käesolevas töös välja toodud, siis Kambrium-Vendi põhjavees on just suurima kontsentratsiooniga raadium (Ra-226 ja Ra-228). Raadium osaleb väga aktiivselt organismi ainevahetuses ja Rahvusvahelise Kiirguskaitsekomisjoni (ICRP) hinnangute kohaselt jääb organismi 15-21% toidu ja joogiveega jõudnud raadiumist. (ICRP, 2015) Laste puhul on raadiumi adsorptsioon suurem eelkõige just kasvuperioodi jooksul. Raadium käitub organismis sarnaselt baariumile ja kaltsiumile. Seedetraktist verre ja kopsudesse liikudes käitub ta analoogselt kaltsiumile, kuigi liikumiskiirused on erinevad. Peamiselt koguneb raadium organismis luudes ning pehmetes kudedes.

Peamiselt võib radionukliidide sisaldus joogivees põhjustada vähki haigestumise tõenäosuse suurenemist. Pikaajalise viivituse järel võib kiirguse poolt modifitseeritud rakk saada vähi arengu initsiaatoriks, kuid organismi kaitsemehhanismide tõttu on selline areng madalatel doosidel ülimalt madala tõenäosusega. (Kiirguskeskus, 2005) Maailma Terviseorganisatsiooni (ingl k akronüümina *WHO*) andmetel on akuutse kiirgussündroomi doosiläveks 1 Sv. Doosi 100 mSv puhul tõuseb vähki haigestumise risk oluliselt. (WHO, 2016)

1.5. Seadusandlus

Radionukliide ja joogivett reguleerivaid õigusakte on Eesti õigusruumis mitmeid ning seda terve tootmistsükli ulatuses – joogivee kvaliteedist kuni veetöötlemisel tekkinud jäätmete käitlemiseni. Järgnevalt on välja toodud ja kirjeldatud käesoleva uurimustöö kontekstis olulisemad.

Vastavalt sotsiaalministri määruse nr 82 „Joogivee kvaliteedi- ja kontrollnõuded ning analüüsimeetodid“ 28.11.2015 jõustunud redaktsioonile, on indikatiivdoosiks 0,1 mSv/a. Indikatiivdoos käesoleva määruse mõistes on aastasest sissevõtust tuleneb oodatav efektiivdoos, mis saadakse kõigist joogivees avastatud tehislisest ja looduslikest radionukliididest, v.a tritium, kaalium-40, radoon ja radooni lühikese poolestusajaga lagunemissaadused (Riigi Teataja, 2001). Indikatiivdoos on kehtestatud koos 1998-ndal aastal üle võetud Euroopa Liidu joogivee direktiiviga 98/83 ja ajakohastatud direktiiviga 2013/51/EURATOM

NORM-jäätmete väljaarvamistasemed on kehtestatud Vabariigi Valitsus 30.04.2004 vastu võetud määrusega nr 163 „Väljaarvamistasemete tuletamise alused ja radionukliidide väljaarvamistasemed“. Väljaarvamistase on radioaktiivse aine koguaktiivsuse või eriaktiivsuse väärtus, millest väiksema väärtuse korral kiirgustegevusluba ei nõuta. (Riigi Teataja, 2004a) Tabelis 2 on välja toodud käesolevas magistritöös analüüsitud radionukliidide väljaarvamistasemed.

Tabel 2 Ra-226, Ra-228 ja Th-228 väljaarvamistasemed (Riigi Teataja, 2004a)

Radionukliid	Väljaarvamistase
Ra-226	10 000 Bq/kg
Ra-228	10 000 Bq/kg
Th-228	1 000 Bq/kg

Samas määruuses on välja toodud ka tingimus segude puhul, mis koosnevad rohkem kui ühest radionukliidist. Sellisel juhul ei ole samuti vaja kiirgustegevusluba taotleda.

$$\sum_i \frac{A_i}{A_{t,i}} < 1, \text{ kus} \quad (3)$$

A_i on segus sisalduvate radionukliidide i aktiivsus

$A_{t,i}$ on segus sisalduvate radionukliidide vastavad väljaarvamistasemed. (Riigi Teataja, 2004a)

Kiirgustegevus eeldab kiirgustegevusluba. Vastavalt kehtivale Kiirgusseadusele on kiirgustegevus mis tahes tegevus, mis suurendab või võib suurendada inimese kiiritust tehisallikate kiirgusest või looduslikest kiirgusallikatest, kui looduslikke radionukliide töödeldakse nende radioaktiivsuse, lõhustatavuse või tuumasünteesi omaduste pärast. Muu hulgas on selliseks tegevuseks ka radioaktiivse aine tootmine, töötlemine, kasutamine, omamine, ladustamine, vedu, riiki sisse- ja riigist väljavedu ning ajutine või lõppladestamine. (Riigi Teataja, 2016a)

Kui aga kiirgustegevuse käigus tekib radioaktiivseid jäätmed, siis on selliste jäätmete vabastamistasemed reguleeritud Keskkonnaministri 15.02.2005 vastu võetud määrusega nr 10 „Kiirgustegevuses tekkinud radioaktiivsete ainete ja radioaktiivsete ainetega saastunud esemete vabastamistasemed ning nende vabastamise, ringlusse võtmise ja taaskasutamise tingimused“. Tabelis 3 on välja toodud käesolevas magistritöös analüüsitud radionukliidide vabastamistasemed. Vastavalt Kiirgusseaduse §6 lõike 50 kohaselt, on vabastamistase koguaktiivsuse või eriaktiivsuse väärtus, millega võrdse või millest väiksema väärtuse korral võib iga kiirgustegevusluba nõudva kiirgustegevuse käigus tekkivad radioaktiivseid ained või radioaktiivseid aineid sisaldavad materjalid

vabastada keskkonnaministri kehtestatud korra alusel käesoleva seaduse nõuete kohaldamisest. (Riigi Teataja, 2004b)

Tabel 3 Ra-226, Ra-228 ja Th-228 vabastamistasemed (Riigi Teataja, 2005a)

Radionukliid	Vabastamistase
Ra-226	10 Bq/kg
Ra-228	10 Bq/kg
Th-228	100 Bq/kg

Olukorras, kus looduslikke radionukliide sisaldava toorme töötlemise tulemusena tekkivad radioaktiivsed jäätmed, mille eriaktiivsus ületab „Kiirgusseaduse“ §17 lõike 7 alusel kehtestatud vabastamistasemeid, tuleb vastavalt keskkonnaministri 9. veebruari 2005.a määruse nr. 8 „Radioaktiivsete jäätmete klassifikatsioon, registreerimise, käitlemise ja üleandmise nõuded ning radioaktiivsete jäätmete vastavusnäitajad“ kohaselt selliseid jäätmed ladustada NORM-jäätmete ladustuspaika. (Riigi Teataja, 2005b)

1.5.1. Radioaktiivsete jäätmete ja heitmete käitlemise põhinõuded

Kiirgusseaduse §58 lõike 1 kohaselt tagab kiirgustegevusloa omaja kiirgustegevuse käigus tekkivate radioaktiivsete jäätmete ja heitmete ohutu käsitlemise ning kindlustab, et:

- 1) radioaktiivseid jäätmeid käideldakse viisil, mille prognoositav kahjulik mõju tulevastele põlvedele ei oleks suurem kui käesoleva seadusega või selle alusel antud õigusaktidega lubatud;
- 2) tekkivate radioaktiivsete jäätmete ja heitmete radioaktiivsus oleksid võimalikud väikesed;
- 3) oleks arvesse võetud bioloogilisi, keemilisi ja muid ohte ning radioaktiivsete jäätmete erinevate etappide ja nende käitlemise vastastikust mõju;
- 4) radioaktiivsete jäätmete üleandmine radioaktiivsete jäätmete käitluskohta ei toimuks hiljem kui viie aasta jooksul pärast nende tekkimist. (Riigi Teataja, 2004b)

1.6. Radioaktiivsete jäätmete käitlemise riiklik tegevuskava

2008. a heaks kiidetud „Kiirgusohutuse Riiklik Arendukava aastateks 2008-2017“ nägi ette ka radioaktiivsete jäätmete käitlemise riikliku tegevuskava

koostamise. Antud tegevuskava on aluseks radioaktiivsete jäätmete käitlemisega seonduva korraldamiseks. (Keskkonnaministeerium, 2015)

Kui läheneda tegevuskavale NORM-jäätmete tekkimise ja käitlemise kontekstist, siis tegevuskavas seisab, et mõnd tüüpi NORM-jäätmete ohutustamiseks on võimalik neid segada, hajutada ning vabastada. Selline tegevus vähendaks ka keskkonnakoormust ning ressursikulu. Selleks, et NORM-jäätmeid saaks kasutada sekundaarse toorainena, on vajalik eelnevalt korrastada õigusruum. Samas on ka märgitud, et olenevalt päritoluallikast on jäägid ning jäätmed erinevate keemiliste ja füüsikaliste omadustega ning tuleb läheneda. NORM-jäätmete teke on lubatud ainult erandjuhtudel ning tingimusel, et kiirgusohutushinnang on kinnitanud, et majanduslikke, sotsiaalseid ning keskkonnaaspekte arvesse võttes on NORM-jäätmete teke parim lahendus. Välja on pakutud ka lahendus, et veetötlusjaamade filtermaterjalid tuleks välja vaheta enne, kui nad ületavad kiirgusseaduses sätestatud väljaarvamistasemeid ning seega ei ole vaja filtermaterjali kiirgusseaduse nõuete kohaselt käidelda. Selle lahenduse välja pakkumisel peab Keskkonnaministeerium silmas kiirgusohutuse põhimõtteid, mida arvestades peetakse väga keeruliseks vee töötlemise käigus tekkivate NORM-jäätmete õigustamist. (Keskkonnaministeerium, 2015)

Käitlemise seisukohast tuleb radioaktiivsete jäätmete riiklikust tegevuskavast aga välja, et NORM-jäätmete ladustamine ei ole hetkel aktuaalne, kuna võimalusel veetötluses tekkivad jäätmed hajutatakse. Samas tõdetakse, et antud juhul on vajalikud ka täiendavad uuringud, kas NORM-jäätmetega tuleks arvestada ka lõppladustuspaiaga rajamisel.

2. Metoodika

2.1. Valimi koostamine ja info kogumine

Valim koostati kolme kriteeriumi alusel:

- Kambrium-Vendi või selle alamveehaarde tarbimine täielikult või osaliselt;
- Raua, mangaani ja/või raadiumiärastus – raua- ja mangaaniühendid on võimalised kaassadestama ka vees leiduvaid raadiumi katioone;
- Veetarbijate ja veetoodangu hulk – kriteeriumi eesmärk on saada võimalikult lai ülevaade Cm-V või selle alamveehaarde tarbijate ja tootmismahust.

Lõplikku valimisse kuulusid 22 veetöötlusjaama, millest 18 soovisid osaleda ning kuus veetöötlusjaama omasid radionukliidide ärastussüsteemi (tabelis märgitud jämeda kirjaga). Valimi kogumahu määrasid ära ka olemasolevad ressursid – aeg, rahalised võimalused ning samuti ka mõõtevõimekus. Tabelites 4 ja 5 on esitatud ka uuringutulemuste analüüsi seisukohast oluline info. Tehnoloogiline info ja andmed tootmismahu ning tarbijate arvu kohta pärinevad veekäitlejatelt.

Tabel 4 Projekti valim (1/2)

VTJ	Põhjavee kiht	Tootlikkus ööpäevas	Teenindavate elanike arv	Põhjavee puhastuse eesmärk	Kasutatav filtermaterjal	FM-i kogus [t]	FM-i kasutusiga [a]
Viimsi Vesi AS	Cm-V	4 500 m ³	11 000	Fe, Mn, H ₂ S, Ra	Kruus, liiv, FMH [®] , Zeolith [®]	160	2,9
Järve Biopuhastuse OÜ Ahtme VTJ	Q+V2vr	3 000 m ³	45 500	Fe, Mn, H ₂ S, NH ₄ ⁺ , CH ₄	Dansand [®] nr 3, 4, 7	194	2,7
Rakvere Vesi AS	Cm-V	1 650 m ³	16 000	Fe, Mn	Graniitliiv	101	14
Paldiski Linnahoolduse OÜ	Cm-V	1 500 m ³	4 150	Fe, Mn, Ra	-	56	1,3
Loo Vesi OÜ – Loo aleviku VTJ	Cm-V / O-C	700 m ³	2 200	Fe, Mn, H ₂ S	Kruus, kvartsliiv, Aqua Mandix [®]	2,95	5,9
Kovek AS – Vanamõisa VTJ	Cm-V / O-C	445 m ³	4 500	Fe, Mn, H ₂ S	Kvartsliiv, Aqua Mandix [®]	7,9	3,5
Tallinna Vesi AS – Toome-Õitse VTJ	Cm-V	430 m ³	4 650	Fe, Mn, H ₂ S	Kvartsliiv, Aqua Mandix [®]	6,7	9
TS Energia AS OÜ	Cm-V	400 m ³	0	Fe, Mn, H ₂ S, NH ₄ ⁺ , CH ₄ , Ra	Kruus A, C, nr3, Nevtraco I [®] , Hydrolit MN-I [®] , Magno-DOL [®]	6,2	2,6
Kunda Vesi AS	V2vr	360 m ³	4 500	Fe, Mn, H ₂ S	Kvartsliiv	17	15,9
Esmar Vesi OÜ	Cm-V	350 m ³	3 000	Fe, Mn, Ra	Kruus, kvartsliiv, Everzit N type [®] , Everzit Mn [®]	13,25	0,1
Järve Biopuhastus OÜ – Püssi VTJ	V2vr	270 m ³	1 083	Fe, Mn, H ₂ S, Ra	kvartsliiv, kruus, Manganese Greensand Plus [®]	1,79	0,6

Tabel 5 Projekti valim (2/2)

VTJ	Põhjavee kiht	Tootlikkus ööpäevas	Teenindavate elanike arv	Põhjavee puhastuse eesmärk	Kasutatav filtermaterjal	FM-i kogus [t]	FM-i kasutusiga [a]
Tallinna Vesi AS – Raba VTJ	Cm-V	245 m ³	6 000	Fe, Mn, H ₂ S	kvartslüiv, kruus	5,95	9,8
Järve Biopuhastuse OÜ – Kohtla-Nõmme VTJ	V2vr+Gdo	220 m ³	1 015	Fe, Mn, H ₂ S	kvartslüiv, kruus	4,1	20,2
Tallinna Vesi AS – Jugapuu VTJ	Cm-V	200 m ³	3 070	Fe, Mn, H ₂ S, NH ₄ ⁺ , CH ₄	Kruus A, C, nr3, Nevtraco I®, Hydrolit MN-I®, Magno-DOL®	3,3	13,4
Saku Maja AS – Kannikese VTJ	Cm-V	150 m ³	1 000	Fe, Mn, H ₂ S, Ra	kvartslüiv, Manganese Greensand Plus®	1,7	1,1
Tallinna Vesi AS – Segu VTJ	Cm-V	100 m ³	1 245	Fe, Mn, H ₂ S	Kvartslüiv, Aqua Mandix®	5,6	8,1
Tallinna Vesi AS – Pika-Voolu VTJ	Cm-V	195 m ³	5 900	Fe, Mn, H ₂ S	Kvartslüiv, Aqua Mandix®	6,7	9
Tallinna Vesi AS – Laagri VTJ	Cm-V	80 m ³	307	Fe, Mn, H ₂ S, NH ₄ ⁺ , CH ₄	Kruus A, C, Hydrolit Mn®, Nevtraco I®	2,8	13,9
Algsest valimist välja jäänud veetöötusjaamad:							
AS Saku Õlletehas							
Loksa Haljastus OÜ							
Keila Vesi AS							
Strantum OÜ							

2.2. Proovide ettevalmistus ja mõõtmine

Proovide kogumine, ettevalmistus, mõõtmine ja gammaspektrite analüüs toimusid autori enda poolt.

2.2.1. Proovid filtermaterjalist

Vastavalt veetöötlusjaama võimalustele koguti proove kas avatud või suletud süsteemist mitmest erinevast punktist eesmärgiga saada võimalikult täpne pinnalaotuse keskväärtus. Proovi koguseks oli ~200 grammi. Sellise proovide kogumise viisi puuduseks võib lugeda asjaolu, et filtermaterjali pinnalt kogutud proovide analüüsitulemused ei pruugi kajastada akumulunud radionukliidide jaotust kogu sügavusprofiili ulatuses. Muud andmete kogumise viisid, nagu näiteks sügavusprofiili mõõtmine portatiivse gammaspektromeetriga, ei olnud tehniliste, rahaliste ja ajaliste piirangute tõttu võimalikud.

Seejärel valmistati proovid mõõtmiseks ette. Niiskuse eemaldamiseks hoiti proove 95 °C juures vähemalt 24 tundi kuivatuskapis (kõik aktiivsuse kontsentratsioonid on esitatud kuivaine kohta). Seejärel suleti proovid hermeetiliselt silindrilisse metallanumasse (põhja paksus 0,233 mm, Ø=61,3 mm, h=19 mm). Proov suleti hermeetiliselt.

2.2.2. Proovid toorveest ja filtraadist

Veeproovid koguti nii toor- kui ka tarbijaveest ning valmistati ette ja analüüsiti akrediteeritud metoodikaga (M601: Raadiumi isotoopide aktiivsuse kontsentratsioonide määramine vees gammaspektromeetrilisel mõõtemetodil). TÜ katsekoda vastab EN ISO/IEC 17025:2005 nõuetele kui katselabor keemiliste analüüside, töökeskkonna mõõtmiste, meditsiiniseadmete katsetuste ja gammaspektromeetria valdkonnas (EAK tunnistuse nr L1511, kehtivus 02.11.2018).

2.3. Proovide analüüs

Proovide mõõtmiseks kasutati gammaspektromeetrilist mõõtemetodit. γ -spekter moodustub γ -kiirguse energiaaliseselt selektiivsel registreerimisel ning kuna iga radionukliidid iseloomustab talle ainuomane γ -spekter, on mõõtmiste abil võimalik kindlaks teha radionukliidid eriaktiivsusega konkreetsetes proovis.

Mõõtmised teostati madalafoonilisel HPGe gammaspektromeetril BEGe BE3830-P, tootja Canberra.

Gammasektsiooni analüüsiks kasutati valideeritud tarkvara GammaVision-32 versiooni 6.07, tootja Ortec. Radionukliidide tuvastamiseks kasutati täpselt määratletud γ -joonte energiasid. Gammasektsiomeetrist tulnud elektrisignaali amplituud on võrdeline allikast kiiratud footoni energiaga ning seega on γ -kiirguse intensiivsus võrdeline radionukliidide aatomite arvuga, mis tähendab, et see on ka võrdeline radionukliidi massi ja aktiivsusega (Realo, 2013). Proovides määrati radionukliidide Ra-226, Ra-228 ja Th-228 aktiivsuse kontsentratsioon.

Ra-226 aktiivsuse kontsentratsioon leiti tema tütar nukliidi Pb-214 gammasektsiooni 242 keV, 295 keV, 251 keV põhjal, eeldades sekulaarset tasakaalu ema- ja tütar nukliidi vahel.

Ra-228 aktiivsuse kontsentratsiooni leiti tema tütar nukliidi Ac-228 gammasektsiooni 338,32 keV ja 911,20 keV põhjal, eeldades sekulaarset tasakaalu ema- ja tütar nukliidi vahel.

Th-228 aktiivsuse kontsentratsioon leiti tema tütar nukliidide Ra-224 ja Pb-212 gammasektsiooni põhjal, eeldades sekulaarset tasakaalu ema- ja tütar nukliidi vahel. Proovivõtu hetkel proovis oleva Th-228 aktiivsuse kontsentratsiooni leidmiseks elimineeriti arvutuslikult proovivõtu ja mõõtmise vahelise aja jooksul Ra-228 lagunemisest juurde tekkinud Th-228.

Ra-226 ja Ra-228 emaanukliidi lagunemisread on välja toodud lisades 2 ja 3.

Tarkvaraga GammaVision-32 on vajalik ka tuumaandmete andmebaasi ehk radionukliidide raamatukogu olemasolu. Raamatukogu sisaldab analüüsitava radionukliidide nimekirja ning aktiivsuse kontsentratsioonide arvutamiseks vajalikke füüsikalisi parameetreid nagu poolestusaeg, γ -joonte kiirgamise tõenäosus jm. Raamatukogu koostamisel toetuti Prantsusmaa Riikliku Labori andmetele (<http://laraweb.free.fr>).

Enne analüüsimist on samuti vajalik läbi siia energia- ja efektiivsusekalibratsioon valideeritud kalibratsiooniproovide järgi. Selle eesmärk on vastavusse viia raamatukogus olevate nukliidide andmed ning spektrijoonete energiad ja intensiivsused. Ra-226, Ra-228 ja Th-228 analüüsi kalibreerimiseks kasutati

Rahvusvahelise Aatomienergia Agentuuri (IAEA) sertifitseeritud referentsmaterjale IAEA/RGU-1 (sertifikaat IAEA/RL/148) ja IAEA/RGTh-1 (sertifikaat IAEA/RL/148).

Peale kalibratsiooni sisestatakse tarkvarasse analüüsitava proovi mõõdetud spekter ning proovi andmed (mass, kogumis- ja sulgemiskuupäev). Seejärel analüüsib tarkvara antud spektrit ning määrab leitud radionukliidide eriaktiivsuse kontsentratsiooni, mille ühikuks on Bq/kg. Aktiivsuse kontsentratsiooni arvutatakse järgneva valemiga. Näide analüüsitud spektrist asub lisa 4.

$$C = \frac{N}{\varepsilon \times f \times t_s \times m \times K_1 \times K_2}$$

, kus

(4)

N = proovi spektrijoone-alune pindala;

ε = efektiivsus gammajoone energia asukohas;

t_s = proovispektri kogumise elavaeg;

m = proovi mass (kg);

f = gammakiirgusejoone kiirgamise tõenäosus;

ning valemis sisalduvad parandid:

K1 = radionukliidi lagunemise parandustegur;

K2 = parandustegud nukliidi lagunemisele mõõtmise ajal;

K3 = omaneeldumise parandustegur;

K4 = juhuslike kointsidentside parandustegur;.

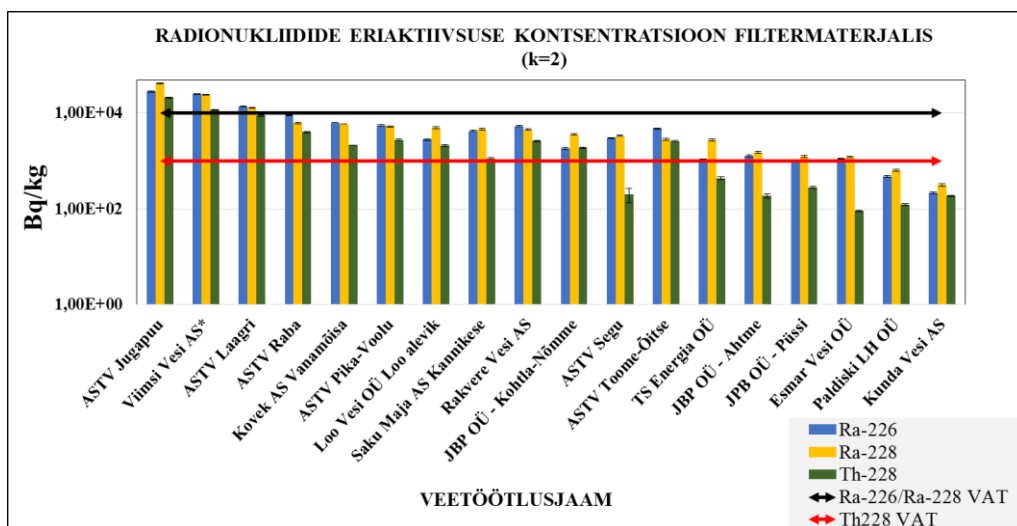
K5 = tõeliste kointsidentside parandustegur. (Realo, 2013)

3. Tulemused

Järgnevalt on välja toodud 18 veetöötusjaama filtermaterjali eriaktiivsuse kontsentratsioonid, radionukliidide kontsentratsiooni muutus aastas, radionukliidide koguaktiivsused ning toor- ning tarbijavee analüüsitulemuste põhjal arvatud veetöötusjaamade puhastusefektiivsus. Terviklikud tabelid Ra-226, Ra-228 ja Th-228 analüüsitulemustest asuvad vastavalt lisadeslisas 5, 6 ja 7.

3.1. Radionukliidide eriaktiivsuse kontsentratsioonid filtermaterjalis

Joonisel 3 on välja toodud radionukliidide Ra-226, Ra-228 ja Th-228 eriaktiivsuse kontsentratsioonid filtermaterjalis. Väärtused on esitatud logaritmilises skaalas $0 \dots 5 \cdot 10^3$ Bq/kg ning järjestatud radionukliidi Ra-228 järgi. Lisaks on graafikule märgitud ka pideva horisontaalse joonega kõigi kolme radionukliidi väljaarvamistasemed (VAT), mis on välja toodud ka tabelis 1.



Joonis 3 Ra-226, Ra-228 ja Th-228 eriaktiivsused filtermaterjalis. Väärtuste mõõtemääramatused on esitatud katteteguriga $k=2$, s.t. väärtus asub antud väärtuste vahemikus 95%. Kiirgusseaduse kohaselt defineeritud väljaarvamistasemed (joonisel märgitud lühendina VAT) on esitatud pidevjoonena. Mõõdetulemuste referentskuupäevaks on proovivõtukuupäev (vt lisa X)

Tabelis 6 on välja toodud VTJ-d, mis ületavad väljaarvamistasemeid konkreetse radionukliidi suhtes.

Tabel 6 Radionukliidide väljaarvamistasemeid ületavad veetöötlusjaamad ja nende osakaal kogu valimist

Radionukliid	Ra-226	Ra-228	Th-228
Väljaarvamis tase	10000 Bq/kg	10000 Bq/kg	1000 Bq/kg
VTJ	ASTV Jugapuu	ASTV Jugapuu	ASTV Jugapuu
	AS Viimsi Vesi	AS Viimsi Vesi	AS Viimsi Vesi
	ASTV Laagri	ASTV Laagri	ASTV Laagri
			ASTV Raba
			AS Kovek Vanamõisa
			ASTV Pika-Voolu
			AS Rakvere Vesi
			ASTV Toome-Õitse
			AS Saku Maja Kannikese
			OÜ Loo Vesi Loo alevik
			OÜ JBP Kohtla-Nõmme
% koguvalimist:	16,6(6)%	16,6(6)%	61,1(1)%

Veetöötlusjaamu, mis ei ületanud väljaarvamistasemeid ühegi analüüsitud radionukliidi suhtes oli 7 ehk 38,8(8)% – OÜ JBP Ahtme, Paldiski Linnahoolduse OÜ, ASTV Segu, TS Energia OÜ, Esmar Vesi OÜ, AS Kunda Vesi ja JBP Püssi veetöötlusjaamad – ning seega järgnevates tulemustes neid veetöötlusjaamu ei kajastata.

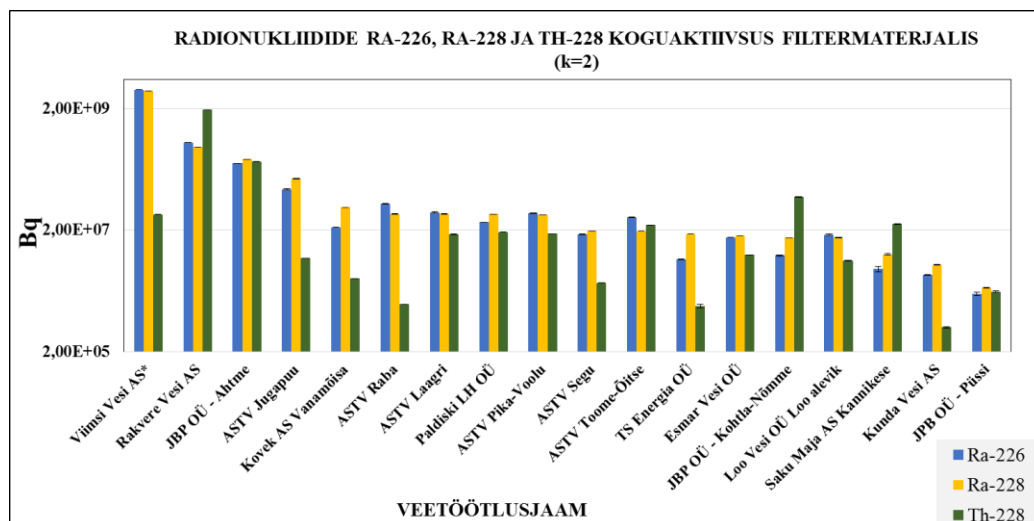
Lisaks arvutati välja ka radionukliidide eriaktiivsuse kontsentratsioonide ja nende väljaarvamistasemete summaarne suhe (vt. valem 1) ning ka need tulemused (tabel 7) kattuvad veetöötlusjaamadega, mis ei ületanud väljaarvamistasemeid ühegi analüüsitud radionukliidi suhtes.

Tabel 7 Radionukliidide eriaktiivsuse kontsentratsioonide ja nende väljarvamistasemete summaarne suhe.

Veetöötlusjaam	Σ	Veetöötlusjaam	Σ
ASTV Jugapuu	28,3446	JBP OÜ - Kohtla-Nõmme	2,4432
Viimsi Vesi AS	16,7771	Saku Maja AS Kannikese	2,0377
ASTV Laagri	11,6898	ASTV Segu	0,8449
ASTV Raba	5,5857	TS Energia OÜ	0,8154
ASTV Pika-Voolu	3,846	JPB OÜ - Püssi	0,5044
Rakvere Vesi AS	3,6401	JBP OÜ - Ahtme	0,4653
Kovek AS Vanamõisa	3,3831	Esmar Vesi OÜ	0,3249
ASTV Toome-Õitse	3,3436	Kunda Vesi AS	0,2389
Loo Vesi OÜ Loo alevik	2,9034	Paldiski LH OÜ	0,2348

3.2. Radionukliidide koguaktiivsus filtermaterjalis

Joonisel 4 on esitatud radionukliidide Ra-226, Ra-228 ja Th-228 koguaktiivsused filtermaterjalis. Väärtused on esitatud logaritmilises skaalas vahemikus $2 \cdot 10^5 \dots 6 \cdot 10^9$ ning järjestatud radionukliidi Ra-228 järgi. Väärtused on saadud VTJ-de filtermaterjali massi ja pinnaproovist mõõdetud aktiivsuse kontsentratsiooni korrutisena.



Joonis 4 Radionukliidide Ra-226, Ra-228 ja Th-228 koguaktiivsus filtermaterjalis. Väärtused on esitatud logaritmilises skaalas ning mõõtemääramatused on esitatud katteteguriga $k=2$, s.t. tõeline väärtus asub antud väärtuste vahemikus 95% tõenäosusega.

Väljaarvamistaset ületanud filtermaterjali summaarne kogus on 303 420 kg ning tabelis 8 on välja toodud antud VTJ-de summaarne koguaktiivsus radionukliidide kaupa.

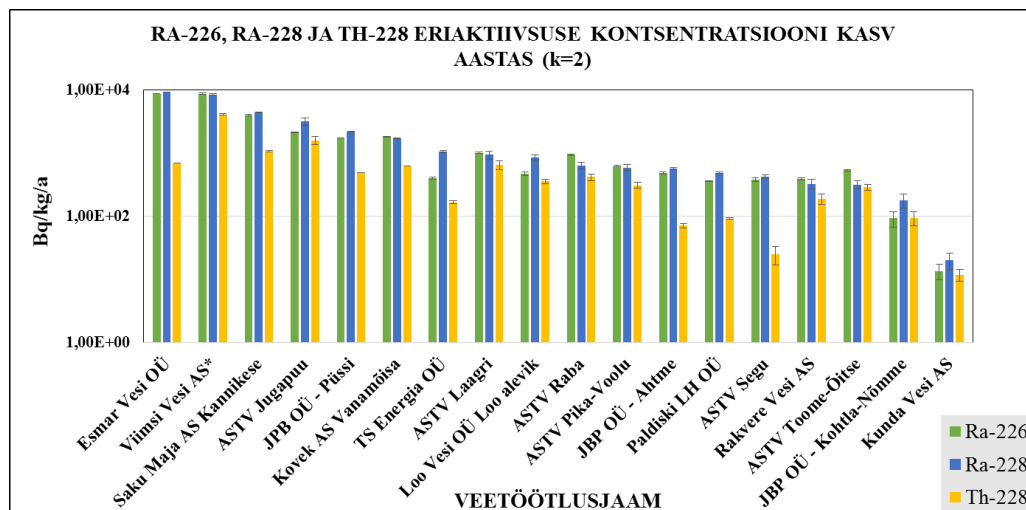
Tabel 8 Väljaarvamistaset ületanud VTJ-de summaarne koguaktiivsus radionukliidide kaupa

Radionukliid	Koguaktiivsus
Ra-226	4909 ± 8 MBq
Ra-228	4716 ± 4 MBq
Th-228	2096 ± 2 MBq

3.3. Filtermaterjali eriaktiivsuse kontsentratsiooni kasv aastas

Joonisel 5 on esitatud veetöötlusjaamade filtermaterjali koguaktiivsuse kasv aastas. Väärtused on esitatud logaritmilises skaalas vahemikus $1 \cdot 10^5 \dots 1 \cdot 10^9$ ning järjestatud radionukliidi Ra-228 järgi. Eriaktiivsuse kontsentratsiooni kasv on saadud veejaamast kogutud filtermaterjali proovi analüüsitulemuste põhjal, arvestades ka veejaama filtermaterjali tööiga. Aastane juurdekasv on arvutatud järgneva valemiga.

$$\begin{aligned}
& \text{Eriaktiivsuse juurdekasv}_{\text{aasta}} \left[\frac{\text{Bq}}{\text{kg}} * a^{-1} \right] = \\
& = \frac{\text{Proovi eriaktiivsuse kontsentratsioon} \left[\frac{\text{Bq}}{\text{kg}} \right]}{\text{VTJ filtermaterjali kasutusaeg} [a]}
\end{aligned}
\tag{4}$$



Joonis 5 Ra-226, Ra-228 ja Th-228 eriaktiivsuse kontsentratsiooni kasv aastast. Väärtused on esitatud logaritmilises skaalas ning mõõtemääramatused on esitatud katteteguriga $K=2$, s.t. tõeline väärtus asub antud väärtuste vahemikus 95% tõenäosusega.

Tabelis 9 on välja toodud üldvalimi eriaktiivsuse kontsentratsiooni muutus kolme radionukliidi kaupa, kuigi siinkohal tuleb arvestada, et suurema osakaalu moodustavad sellest 2 veetöötlusjaama – Viimsi Vesi AS ja Rakvere Vesi OÜ.

Tabel 9 Üldvalimi eriaktiivsuse kontsentratsiooni summaarne aastane kasv radionukliidide kaupa.

Radionukliid	Aastane muutus
Ra-226	32 622,6 ± 588,3 Bq/kg/a
Ra-228	35 366,3 ± 1372,4 Bq/kg/a
Th-228	11 150,5 ± 704,14 Bq/kg/a

2015. aasta lõpus teostati kordusproovide analüüs neljast veetöötlusjaamast – Järve Biopuhastus OÜ Ahtme ja Püssi, Tallinna Vesi AS Jugapuu, Esmar Vesi OÜ Mähe veetöötlusjaamadest. Need veetöötlusjaamad valiti välja järgmistel põhjustel – kõrge tootlikkus, kõrge radionukliidide kontsentratsioon, radionukliidide ärastustehnoloogia olemasolu ning jaamas oleva filtermaterjali kasutusega ja eeldus kiireks radionukliidide eriaktiivsuse kontsentratsiooni kasvuks. Korduvanalüüside eesmärk oli hinnata reaalselt radionukliidide

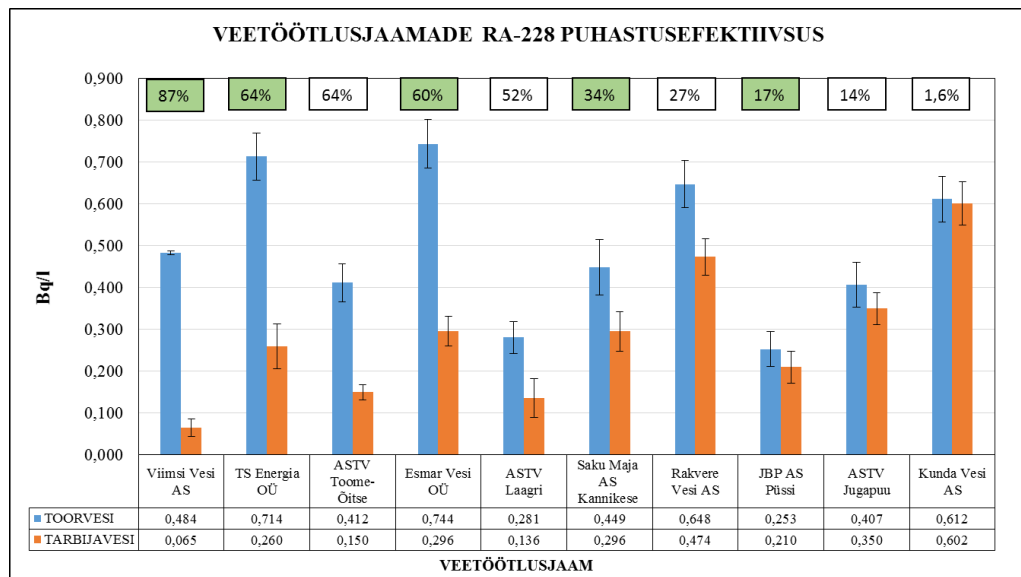
eriaktiivsuse kontsentratsioonide kasvu ning võrrelda tulemusi arvutuslikul teel saadud tulemustega. Tabelis 10 on välja toodud esimeste proovi võtmiste ning kordusproovide analüüsitulemused. Tulemustest on näha, et eriaktiivsuse kontsentratsiooni muutus on veetöötlusjaamades erinev. Püssi veetöötlusjaamas ei ole olulist muutust märgata, samas kui OÜ-le Esmar Vesi kuuluvast veetöötlusjaamast on toimunud märgatavad muutused – kõigi radionukliidide eriaktiivsuse kontsentratsioonid on oluliselt tõusnud, mida võib ka filtermaterjali lühikese kasutusea tõttu eeldada.

Tabel 10 Perioodil november 2014-veebruar 2015 ning oktoober 2015-jaanuar 2016 kogutud proovide analüüsitulemused

VTJ	Ra-226 [Bq/kg]	Ra-228 [Bq/kg]	Th-228 [Bq/kg]
	I proovivõtt		
JBP OÜ – Ahtme	1288 ± 58	1505 ± 82	186 ± 16
ASTV Jugapuu	28337 ± 687	42339 ± 1184	21277 ± 701
Esmar Vesi OÜ 3.1	1135 ± 28	1214 ± 40	90 ± 3
JPB OÜ - Püssi I	995 ± 40	1249 ± 55	970 ± 24
	II proovivõtt		
JBP OÜ – Ahtme	492 ± 14	561 ± 20	290 ± 12
ASTV Jugapuu	26238 ± 627	33405 ± 1074	23862 ± 877
Esmar Vesi OÜ 3.1	5586 ± 134	6560 ± 213	1347 ± 53
JPB OÜ - Püssi I	970 ± 24	1403 ± 45	414 ± 17

3.4. Veetöötlusjaamade puhastusefektiivsus

Lisaks filtermaterjalile analüüsi ka 10 veetöötlusjaama puhul toor- ja tarbijavett. Veevärkide toorvee ja tarbijavee aktiivsuse kontsentratsioonid proovide kogumise perioodil on esitatud joonisel 6. Veetöötlusjaamade puhastusefektiivsus varieerub oluliselt. Lisaks puudub ka seos Ra-ärastussüsteemi olemasolu ja puhastusefektiivsuse puhul kõigis veetöötlusjaamades.



Joonis 6 Veetöötlusjaamade Ra-228 eriaktiivsuse kontsentratsioon toor- ja tarbijavees ning puhastusefektiivsus ühekordse proovi analüüsi põhjal. Ra-ärastussüsteemi omavate veetöötlusjaamade puhastusefektiivsused on graafikul märgitud rohelisena. Mõõtemääramatused on esitatud katteteguriga $K=2$, s.t. tõeline väärtus asub antud väärtuste vahemikus 95% tõenäosusega

4. Arutelu ja järeldused

Kuigi tulemused põhinevad ühekordsel proovivõtul, ei ole see raskendanud saamast üldpilti veetöötlusjaamades tekkivatest NORM-jäätmetest. Seda kinnitab ka valimi katvus – üldvalimisse kuulusid ligi pool üleriigilisest Kambrium-Vendi ööpäevasest tootlikkusest (47,4%) ning elanike arvust (49,8%).

Üldvalimis käsitletud veetöötlusjaamad on tehnoloogiliselt erinevad, muuhulgas ka näiteks radionukliidide ärastussüsteemi olemasolu, kasutatav filtermaterjal, selle kasutusiga ning ka filtermaterjali läbipesu sagedus. Radionukliidide ärastussüsteeme üldvalimisse kuuluvatest VTJ-dest omas 6 veetöötlusjaama. Nii ärastussüsteemi omavates kui ka mitte omavates veetöötlusjaamades on kasutusel erinevate tootjate poolt pakutavad filtermaterjalid, mis üldjuhul on oma olemuselt sarnased - mangaanidioksiidiga kaetud graanulid. Mangaanidioksiidi kõrval on peamiselt kasutusel liiv või kruus. Siiski ei ole võimalik filtermaterjali väljavahetamisel või kasutamise lõpetamisel kihte eristada, kuna suure tõenäosusega on mahutis toimunud materjalide segunemine (nt läbipesu ajal) ning filtermahuti tühjendamisel eemaldatakse kogu mahutis olev materjal. Kolmes VTJ-s on filtermaterjalina kasutusel ainult kvartsliiv ning kruus. Kuigi mõningast radionukliidide akumul eerumist neis materjalides võib eeldada, siis on tõenäolisem, et valdav osa radionukliide jääb joogiveest ärastamata. Seda võib kinnitada ka näiteks ainult kvartsliiva filtermaterjalina kasutava AS Kunda Vesi VTJ väga madal puhastusefektiivsus (1,6%). Puhastusefektiivsused jäävad alla 20% ka AS Tallinna vee Jugapuu ja OÜ Järve Biopuhastuse Püssi VTJ-del. Kuigi seal on lisaks kvartsliivale kasutusel ka mangaanidioksiid, võib antud juhul Jugapuu VTJ madala puhastusefektiivsuse põhjuseks olla filtermaterjali küllastatus. Puhastusefektiivsust mõjutavad ka muud tegurid nagu näiteks filtermaterjali läbipesu intervall, radionukliidide, raua ja mangaani kontsentratsioon toorvees, lisatavate koagulantide kogus ning vee pH.

4.1. Radionukliidide eriaktiivsus valimisse kuulunud veetöötlusjaamade filtermaterjalis

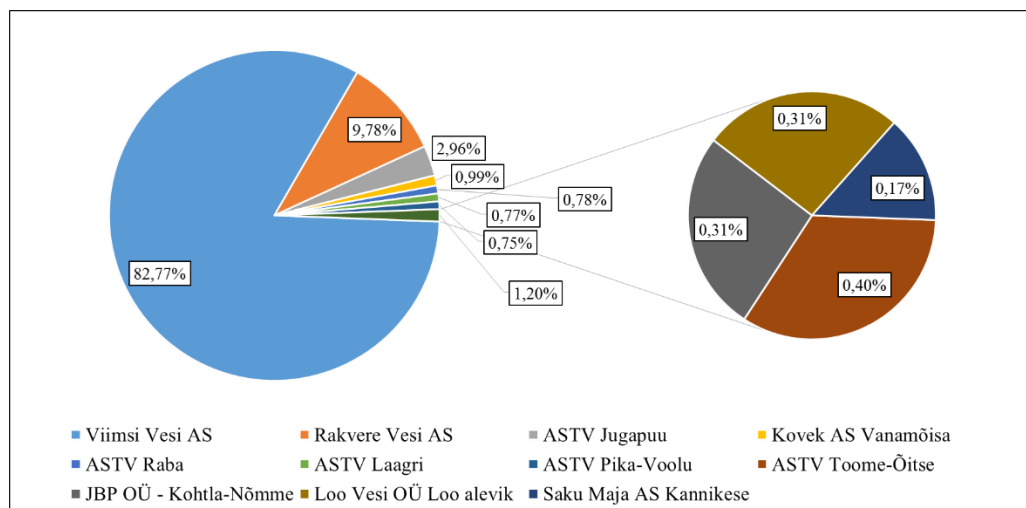
Veetöötlusjaamade filtermahutitest kogutud filtermaterjalide proovide analüüsil selgus, et seadusega kehtestatud väljaarvamistasemeid kõigi kolme analüüsitud radionukliidi suhtes ületas 3 veetöötlusjaama ning radionukliidi Th-228 suhtes ületas väljaarvamistaset 11 veetöötlusjaama 18-st, mis aga moodustab 61,1(1)% üldvalimis olnud veetöötlusjaamadest. Veetöötlusjaamu, mis ei ületanud väljaarvamistasemeid ühegi analüüsitud radionukliidi suhtes, oli 7 ning seega jäid need VTJ-d edasises analüüsis välja.

4.2. Väljaarvamistaset ületavate veetöötlusjaamade filtermaterjali koguaktiivsus

Radionukliidide aastase kasvu ja koguaktiivsuse tulemuste analüüsil eeldati, et radionukliidide eriaktiivsuse kontsentratsioon on filtermaterjali sügavusprofiilis muutumatu, kuid täpsemate analüüsitulemuste saamiseks on siiski vajalik teostada eraldi sügavusprofiili mõõtmised portatiivse gammaspektromeetriga. Samuti võeti arvesse ka filtermaterjali kogust ning kasutusiga.

Tabelis 4 ja 5 on muuhulgas välja toodud ka VTJ-de filtermaterjali kogused ja tööiga ning vastavalt sellele annavad VTJ-d summaarsesse koguaktiivsusesse erineva osakaalu. Joonisel 7 on välja toodud VTJ-de panused summaarsesse koguaktiivsusesse, on näha, et suurima osakaaluga on Viimsi Vesi AS VTJ, mille filtermaterjali koguseks on 160 tonni ning mille filtermaterjali kasutusiga on 3 aastat.

Väljaarvamistaset ületavate VTJ-de kogumaht on 303,42 tonni ning koguaktiivsused radionukliidide kaupa on esitatud tabelis 7.



Joonis 7 Väljaarvamistaset ületanud veetöötlusjaamade osakaal summaarses Ra-228 koguaktiivsuses..

4.3. Väljaarvamistaset ületavate veetöötlusjaamade filtermaterjali eriaktiivsuse kontsentratsiooni kasv aastas

Aastase kasvu arvutamisel arvestati veetöötlusjaamade võetud proovi eriaktiivsuse kontsentratsiooni ning VTJ-de kasutusega. Kuna aastase eriaktiivsuse kontsentratsiooni muutuse puhul on arvesse võetud ainult väljaarvamistaset ületavaid VTJ-u ja filtermaterjali kasutusega, mis omakorda eeldab, et filtermaterjali kasutamise lõppedes on see NORM-jääde, siis saab seda tõlgendada kui veetöötlusjaamade aastase eriaktiivsuse kontsentratsiooni tõusuna. Siiski jäävad tabelis 9 välja toodud eriaktiivsuse summaarne kasv radionukliidide kaupa ainult neis käsitletud veetöötlusjaamade piiridesse. See tähendab, et siinkohal ei ole arvestatud väljaarvamistaset mitteületanud veejaamu ning valimist välja jäänud veejaamu. Samas perioodil november 2015 – jaanuar 2016 neljast veetöötlusjaamast kogutud kordusproovide tulemused näitavad, et aastane kasv võib olla veejaamades oluliselt varieeruda. Eriaktiivsuse kontsentratsiooni kiire kasv tuleb esile Esmar Vesi OÜ-le kuuluvas veetöötlusjaamas, kus Ra-228 aastane kasv oli 5346 Bq/kg. Sarnaselt VTJ-de panusele koguaktiivsusesse, on ka aastase kasvu juures VTJ-de osakaal erinev, kuid ei erine joonisel 7 toodud osakaaludest, kuna eriaktiivsuse kontsentratsiooni kasv kasv aastas ning koguaktiivsus on omavahel suhtelises seoses.

4.4. Tulemused NORM-jäätmete käitlemisvalikute kontekstis

Võttes arvesse radioaktiivsete jäätmete ohutu käitlemise põhitõdesid, siis käitlemise võimalike lahenduse väljatoomisel on toetutud kahele AS-le Viimsi Vesi koostatud kiirgusohutushinnangule – 2014. aastal Merle Lusti poolt koostatud ja 2016. aastal Madis Kiiski poolt koostatud eksperthinnangule (Lust, 2014), (Kiisk, 2016) ning radioaktiivsete jäätmete riiklikule tegevuskavale. (Keskkonnaministeerium, 2015)

- Käitlemine radioaktiivse jäätmena – Filtermaterjal paigutatakse tsementeeritud konteinerisse ning radioaktiivsete jäätmete vaheladustuspaika. Eestis tegeleb sellega Paldiskis asuv radioaktiivsete jäätmete käitleja ja ladustaja AS A.L.A.R.A.;
- Spetsiaalne ladustuskoht väga madalaktiivsetele jäätmetele – NORM-jäätmeid ladustatakse maa-alustes tühimikes nagu nt kaevanduskäigud, soolakaevandused jne. Eestis sellealane praktika puudub;
- Radioaktiivsete jäätmete hajutamine – NORM-jäätmed segatakse eriaktiivsuse väärtuse madalamale viimiseks pinnasega ja/või hajutatakse keskkonda;
- Käitlemine tavajäätmena – Antud tegevus on lubatud juhul, kui on filtermaterjal on vabastatud kiirgustegevuse alt;
- Kasutamine sekundaarse toorainena – Sellisteks kasutusviisideks võivad olla näiteks kasutamine prügilates kas drenaažikihiks või vahekateteks või filtermaterjali kasutamine täitepinnasena. Lubatud vaid juhul, kui filtermaterjal on vabastatud kiirgustegevuse alt;
- Filtermaterjali välja vahetamine enne määrusega kehtestatud väljaarvamistasemeni jõudmist;
- Tuleviku perspektiivis jäätmevaba puhastustehnoloogia kasutuselevõtt.

NORM-jäätmete käitlemisviiside võrdlemisel ja valikul peab arvestama veetöötlusjaamade filtermaterjalide olemasolevate ja prognoositavate kogustega. Kuigi käesolev töö annab hea ülevaate üldisest olukorrast, tuleb olukorras, kus konkreetne veetöötlusjaam soovib kasutatavad filtermaterjali välja vahetada, läheneda juhtumipõhiselt. Eestis hetkel puudub praktika, kus eelnimetatud olukord oleks lõpuni lahendatud, seega saab käitlusviiside võrdlusele läheneda pigem teoreetiliselt.

Näiteks käitlemisel radioaktiivse jäätmena võib otsustavaks saada filtermaterjali maht, sest nagu käesoleva töö tulemustest selgub, siis hetkel väljaarvamistaset ületavate veetöötlusjaamade kogumahuks on 303,42 tonni. Samuti räägib sellise käitlusviisi kahjuks suur maksumus – 2016. a jaanuaris AS-le Viimsi Vesi koostatud kiirgusohutushinnangus seisab, et AS A.L.A.R.A poolt käideldava ja ladustatava filtermaterjali ühe tonni hinnaks on 2500€. (Kiisk, 2016) Konkreetsele veetöötlusjaamale välja pakutud lahendus ei pruugi aga laieneda kõigile veetöötlusjaamadele. Samuti on ka selge, et Paldiskis asuv radioaktiivsete jäätmete ladustuspaigas ei ole võimalik ruumi puuduse tõttu suurel hulgal veetöötlustes tekkivaid jäätmeid ladustada.

Samuti on võimalus veetöötlusjaamades tekkivate NORM-jäätmete käitlusviisiks spetsiaalse ladustuskoha kasutamine või rajamine. Eelnevalt on välja pakutud võimalust kasutada selleks maa-aluseid tühimikke nagu nt kaevanduskäigud, soolakaevandused jne. Eestis sellealane praktika puudub. Kuigi vastavalt Eesti õigussüsteemile tuleb looduslikke radionukliide sisaldavad jäätmed ladustada NORM-jäätmete lõppladustuspaigas, siis Eestis antud ladustuspaik puudub. Alustatud on radioaktiivsete jäätmete lõppladustuspaiga rajamise eeluuringutega ning keskkonnamõjuhinnangu valmimine on planeeritud aastaks 2027. Aastaks 2037. on planeeritud lõpetada lõppladustuspaiga projekteerimine ning 2040. aastaks lõppladustuspaiga valmimine. See aga ei garanteeri, et rajatavasse lõppladustuspaika ladustavate radioaktiivsete jäätmete alla kuuluvad ka NORM-jäätmed ja seda kahel põhjusel – esiteks AS Molycorp Silmetis tekkivad NORM-jäätmed saadetakse kiirgustegevusloa kohaselt sekundaarse toorainena Eestist välja ning teiseks on veetöötlusel tekkivate NORM-jäätmete võimalikuks käitlusviisiks võimalusel hajutamine. Tegevuskavas seisab, et NORM-jäätmetega arvestamisel lõppladustuspaiga rajamisel on vaja läbi viia täiendavaid uuringuid. (Keskkonnaministeerium, 2015) Seega on sellise käitlusviisi võimaliku kasutuselevõtni veel üle 20 aasta. Ajani, mil selline käitlusviis võib saada reaalseks, on vaja filtermaterjali käidelda muul viisil või kasutada vaheladustamist.

Ühe võimalusena on esitatud ka radioaktiivsete jäätmete hajutamist. Tegevus seisneb tekkinud NORM-materjali tagasi keskkonda hajutatud kujul juhtimist.

Näiteks on selline meetod kasutusel Ameerika Ühendriikides õli- ja gaasitööstuses, kus NORM-materjaliga saastunud maakoarik, sade või teisel tahkel kujul olev jääde suunatakse maapõue injektsioonikaevude abil. Enne maapõue suunamist toimub materjali purustamine, jahvatamine ja vedeldamine. (Veil, 1998) Eesti mastaabis on võimalik veetööstuses tekkinud NORM-materjal keskkonda suunata mitte kasutuses olevate kaevanduskäikude täitmise näol ja seda tingimusel, et eelhinnangutega on välistatud kiirgusrisk elanikule. Hajutamine nõuaks küll vähem ressursi, kuid siingi tuleb pidada silmas asjaolu, et see võib toimuda regulatiivse organi poolt seatud tingimustel ning samuti nõuab see juhtumipõhist lähenemist.

Ühe võimalusena on välja pakutud veetöötlemisel tekkinud radioaktiivsete jäätmete käitlemist tavajäätmena ehk ladestada filtermaterjal tavajäätmeprügilasse. Sellisel puhul peavad olema tekkinud jäätmed kiirgustegevuse alt vabastatud ning vajalik on ka eelhinnangute teostamine, tagamaks jäätmete ohutuse inimesele ja keskkonnale. Teisalt peab siinkohal arvestama, kas antud tegevus on sotsiaalselt aksepteeritav. Selline praktika on kasutusel olnud Inglismaal 1986-ndast aastast, kus Clifton Marsh-is asuvasse tavajäätmehoidlasse on ladustatud ka madal- ja väga madalaaktiivsusega radioaktiivseid jäätmeid (jäätmed tuumakäitistest, teadust- ja meditsiinasutustest). Varasemalt oli vajalik jäätmetekitajate kiirgustegevusluba, kuid nüüd nõutakse loa olemasolu ka jäätmehoidlalt. Radioaktiivsete jäätmete ladustamisel on kasutusel standartsed ISO transpordikonteinerid, mis paigutatakse tavajäätmete keskele ning koheselt kaetakse ladustuspiirkond 1,5 meetri paksuse kattega. Kui Inglismaal nõutakse kiirgustegevusluba ka jäätmehoidlalt, siis Austraalias on tavajäätmehoidlasse vabastatud jäätmete paigutamine lubatud juhul, kui selline tegevus on kinnitatud regulatiivse organi poolt. Sealjuures ei tohi olenemata jäätmepakendis sisalduvatest radionukliididest pakendi pinnal doosikiirus ületada 5 $\mu\text{Sv/h}$. (Keskkonnaministeerium, 2010). Tuginedes AS-le Viimsi Vesi koostatud kiirgusohutushinnangus välja toodud tavajäätmeprügilate esindajate seisukohtadele (Tallinna Jäätmete Taaskasutuskeskus, AS Väätsa prügila), siis veetöötluste käigus tekkivaid NORM-jäätmeid on võimalik vastu võtta veepehmenussetete klassifikatsiooni all ning ladestamine toimuks sarnaselt

tavajäätmetega. Lisaks on valmis koostööks veel 2 tavajäätmeprügilat – Torma ning Paikre tavajäätmeprügila (Kiisk, 2016). Käesolev info kinnitab, et juhul, kui filtermaterjali jäätmed vabastataks kiirgustegevuse alt, on selline käitlusviis teostatav ning perspektiivikas.

Filtermaterjali kasutamine sekundaarse toorainena on samuti lubatud vaid juhul, kui materjal on vabastatud kiirgustegevuse alt ning filtermaterjalile omastatakse jäätmete lakkamise staatus. Vastavalt Jäätmeseaduse §2¹-le ei ole jäätmed enam jäätmed, kui need vastavad Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiivi 2008/98/EÜ artikli 6 lõikes 2 sätestatu alusel kehtestatud kriteeriumitele, mis töötatakse välja mitmete tingimustega nagu näiteks juhul, kui asja kasutatakse tavapäraselt teatud kindlal eesmärgil, asjal on turg või selle järele on nõudlus, asi vastab konkreetseks otstarbeks ette nähtud tehnilistele nõuetele, õigusnormidele ja tootestandarditele või asja kasutamine ei avalda negatiivset mõju keskkonnale ega inimese tervisele. (Riigi Teataja, 2016b) Filtermaterjal võiks oma ülesannet edaspidi täita kas näiteks teedehituses või täitematerjalina. Sellise käitlusviisi puhul on eelduseks koostööpartnerite olemasolu ning seadusandlusega kooskõla. Lisaks peab selline tegevus olema kas rahaliselt või mõnel muul viisil kasulik koostööpartnerile. Eeldusel, et koostööpartner on olemas ning tegevus on kooskõlas seadlusandluse ning regulatiivse organiga, on võimalik filtermaterjali segada juba kasutatavasse materjali (täitepinnas). Sellisel juhul on vajalikud geotehniline konsultatsioon ning analüüs, hindamaks kui suurel määral mõjutab lisatav filtermaterjali kasutatava materjali ehitustehnilised omadusi (vee läbilaskevõime, tugevus, nihketugevus, elastsusmoodul jm). Samuti on võimalik teostada antud uuringud ka varasemalt ning seda eesmärgiga välja selgitada filtermaterjali potentsiaalne kasutusviis – kergliiklustee, sõidutee, täitepinnas müratõkkevallides, prügila vahekate, drenaažikiht vm). Sellise käitlusviisi eelisteks on radioaktiivsete ja/või tavajäätmete lisandumise vältimine ning jäätmeheidlate ressursi säästmine. Puudusteks võib lugeda võimaliku avalikkuse vastuseisu ning samuti ei ole garanteeritud täielik kontroll võimaliku reostuse üle (Kiisk, 2016)

2015. aastal Keskkonnaministeeriumi poolt koostatud radioaktiivsete jäätmete käitlemise riiklikus tegevuskavas on ühe võimalusena on välja pakutud, et filtermaterjal vahetada välja enne kiirgusseadusega reguleeritud

väljaarvamistasemete ületamist, kuid samas on ka mainitud, et radionukliidide poolestusaja tõttu võib siiski filtermaterjal tulevikus väljaarvamistasemeid ületada. (Keskkonnaministeerium, 2015) Lisaks oleks välja vahetamise puhul vajalikud eelhinnangud, mille raames selgitataks välja, mis intervalliga materjal välja vahetada tuleb ning olukorras, kus filtermaterjali kasutusaeg muutub majanduslikult ebaefektiivseks, siis muutub ka välja pakutud alternatiiv ebamõistlikuks. Teisalt, kui filtermaterjali kasutusaeg ning majanduslik tasuvus on omavahel tasakaalus, on selline käitlusviis võimalik. Sellisel juhul on filtermaterjali näol tegemist tavajäätmega või sekundaarse toorainega.

Tuleviku perspektiivis on ühe võimalusena rakendatav ka NORM-vaba tööstlustehnoloogia välja arendamine. Nimelt koostöös AS-ga Viimsi Vesi, TTÜ Keemiatehnika Instituudi ja TÜ Füüsika Instituudi teostatud filtermaterjali regenereerimise kolonkatsete käigus suudeti filtermateriali pinnale adsorbeerunud Ra-228-st eemaldada 88%. Selleks lisati kontrollitud tingimustel filtermaterjalist läbi pumbatavasse vette KCl-lahust. (Viisimaa, n.d.) Tegemist võib olla jätkusuutliku käitlusviisiga, mida on võimalik kasutusele võtta ka teistes veetöötlusjaamades, arvestades konkreetse veetöötlusjaama tingimusi.

Kokkuvõte

Gammaspektromeetrilise mõõtemetodiga läbi viidud analüüside tulemusena leiti, et 11 veetöötlusjaama 18-st ületab seadusandluses kehtestatud väljaarvamistasemeid – 3 veetöötlusjaama ületasid väljaarvamistasemeid Ra-226 ja Ra-228 suhtes ning 11 neist radionukliidi Th-228 suhtes. 11 veetöötlusjaama moodustab kogu valimist 61,1%. Selline protsent näitab vajadust põhjalikuma seire korraldamiseks. Kuigi aastastest efektiivdoosist elanikule moodustab joogivesi 4%, siis madal osakaal ei põhjenda asjaolu, et riskid tuleks viia võimalikult madalale ning regulatiivsetel organitel peab olema peamine roll seire organiseerimisel ning kontrollimisel. Lisaks peab arvestama, et joogivee osakaalul aastasse efektiivdoosi on arvestatud kogu riigi tarbijate hulga, kuid arvestades analüüsitulemusi, siis Kambrium-Vendi veehaarde vett tarbivatel elanikel võib joogivee panus aastasse efektiivdoosi olla kõrgem.

Väljaarvamistasemeid ületanud veetöötlusjaamade filtermaterjali kogus valimis on 303 420 kg. Selline kogus kajastab tekkinud NORM-materjali olukorras, kus veetöötlusjaamad soovivad oma filtermaterjali välja vahetada. See aga tähendab, et edasi tegevus võib liigituda kiirgustegevus alla, mis omakorda eeldab, et tegevuseks on vajalik kiirgustegevusluba. Lisaks ei jaotu see kogus veetöötlusjaamades võrdselt ning peamise osakaalu annab AS Viimsi Vesi (82,8%). Sellele järgneb AS Rakvere vesi 9,8%-ga ning ülejäänud veetöötlusjaamades jääb osakaal vahemikku 3,0-0,40%.

Eriaktiivsuse kontsentratsiooni kasv on samuti veetöötlusjaamade lõikes erinev, mis aga tuleneb veetöötlusjaama spetsiifikast – filtermaterjali omadused, kasutatav tehnoloogia jm. Seega iga veetöötlusjaama eripära tõttu laskub põhjaliku ülevaate kohustus veetöötlusjaamal. See aga eeldab teavitustööd ning oskusteabe jagamist regulatiivse organi poolt ning teisalt veetöötlusjaama tahet võimalike NORM-jäätmete käitlemisprobleemide lahendamise tegeleda. Eelkõige võiks selline initsiatiiv tulla veetöötlusjaamadelt nii majanduslikel põhjustel kui ka kohustusest tagada tarbijale seadusandlusega kehtestatud kvaliteedinõutele vastav joogivesi.

NORM-jäätmete käitlemise praktika Eestis tänasel päeval puudub ning välja on pakutud vaid teoreetilised võimalused, mida on kajastatud AS-le Viimsi Vesi

koostatud kiirgusohutushinnangutes ning radioaktiivsete jäätmete riiklikus tegevuskavas. Võimalikud käitlemisviise on mitmeid. Üheks võimaluseks on tekkivad NORM-jäätmed käidelda radioaktiivse jäätmena, kuid olenevalt filtermaterjali kogusest võib siinkohal piiravaks saada radioaktiivsete jäätmete käitlemise ja ladustamisega tegeleva AS A.L.A.R.A võimekus kogu tekkinud NORM-jäätmeid vastu võtta. Seega võib tulla selline käitlusviis kõne alla erandjuhtudel. Tulevikus võib olla perspektiivi ka NORM-jäätmete lõppladustamine rajatavasse radioaktiivsete jäätmete lõppladustuspaika, kuid vastavalt radioaktiivsete jäätmete riiklikule tegevuskavale on NORM-jäätmetega arvestamisel vajalikud eelhinnangud ning lisaks on planeeritud lõppladustuspaiga valmimine aastaks 2040 ning seega ei lahenda see lähitulevikus tekkinud NORM-jäätmete probleemi. Kolmanda ladustusvõimalusena on antud töös välja pakutud NORM-jäätmete ladustamine tavajäätmeprügilas, mis on neist kolmest koheselt kõige teostatavam. Seda aga eeldusel, et NORM-jäätmed on vabastatud kiirgustegevuse alt, mis omakorda eeldab, et antud jäätmed ei kujuta endas ohtu keskkonnale ja inimestele. Tuginedes AS Viimsi Vesi teostatud kiirgusohutushinnangutele, siis 4 tavajäätmeprügilat on valmis antud jäätmeid vastu võtma ning ollakse valmis ka edasiseks koostööks. Üheks võimalikuks käitlusviisiks võib olla ka NORM-materjali tagasi keskkonda suunamine hajutatud kujul. Siiski näiteks mitte kasutatavate kaevanduskäikude täitmisel peab olema garanteeritud minimaalne kiirgusrisk inimesele ning olukorra tagamine, kus keskkonda suunatud materjal ei kujuta ohtu ka ümbritsevale keskkonnale. Antud käitlusviiside puhul on tegemist jäätmete ladustamisega, mis on jäätmekäitluse hierarhia püramiidis viimasel kohal.

Liikudes jäätmekäitluse hierarhias ülespoole, on paremaks võimaluseks jäätmete taaskasutus ja ringlussevõtt. Sellise tegevusviisina võib näha filtermaterjali kasutamist sekundaarse toorainena. See aga jällegi eeldab materjali vabastamist kiirgustegevuse alt ning jäätmete lakkamise staatuse omastamist. Lisaks on vajalik ka koostööpartneri(te) olemasolu ning geotehnilised analüüsid, kuidas tekkinud jäätmeid on võimalik edasipidi rakendada – täitepinnas liiklusteedel, müratõkkevallides, drenaažikihina. Lisaks puudutab selline käitlusviis ka jäätmekäitluse hierarhia ülemist tippu, milleks on jäätmete vältimine, kuid antud

juhul oleks tegemist siiski radioaktiivsete ja/või tavajäätmete lisandumise vältimisega ning jäätmehoidlate ressursi säästmisega. Teostatavse kahjuks võib siinkohal rääkida avalikkuse vastuseis.

Täielikult jäätmekäitluse hierarhia tippu kuuluva tegevuse - jäätmetekke vältimise – alla kuulub võimalus, et filtermaterjal vahetatakse välja enne seadusandluses kehtestatud väljaarvamistasemeni jõudmist. Sellisel juhul peab olema konkreetne ülevaade filtermaterjali välja vahetamise intervallist ning radionukliidide akumulendumise kiirusest. Selline teostusviis on võimalik vaid juhul, kui see osutub ka majanduslikult tasuvaks. Filtermaterjali väljavahetamisel enne väljaarvamistasemeni jõudmist on võimalik filtermaterjali edaspidi kasutada kas sekundaarse toorainena või muutub filtermaterjal tavajäätmeks.

Jäätmevaba veetöötlustehnoloogia välja töötamise ja rakendamise eesmärkideks on joogiveetarbijate kiirgusriski minimeerimine ning jäätmete tekke vältimine. Jäätmevaba veetöötlustehnoloogia arendamine ja kasutuselevõtt on küll algfaasis ning siinkohal on vajalikud lisauuringud, kuid esimesed katsed on näitanud, et sellise tehnoloogia kasutuselevõtul on potentsiaali.

Tuginedes käesolevas magistritöös saadud tulemustele, tuleb sobiva käitlusviisi valikul arvestada konkreetse veetöötlusjaama tingimuste ning filtermaterjali omadustega. Lisaks on oluline, et veetöötlusjaama oskab probleemi haarata, omab veetöötlusjaamas kasutatava filtermaterjali radionukliidide akumulendumise kohta ülevaadet ning soovib nii majanduslikel kui sotsiaalsetel põhjustel hoida veepuhastusprotsessi efektiivsena. Regulatiivne organ saab siinjuures omada vaid nõuandja ning vahendaja rolli.

Summary

Formation and management of radioactive waste in water treatment plants using Cambrian-Vendi aquifer

The main source of drinking water in Estonia is groundwater. Before delivering it to the consumer, ground water must be purified from different elements. These elements are for example iron and manganese and radionuclides. Radionuclides occur in groundwater since rocks surrounding the groundwater contain radionuclides from the U-238 and Th-232 decay chains. Most important roles is sustained by three radionuclides – Ra-226, Ra-228 and Th-228. During the water treatment processes, radionuclides accumulate in filter material and this process alters filter material in use into material with elevated radioactivity. This can be described with specific activity (unit Bq/kg) and when specific activity exceeds exemption levels enforced with the law, then filter material is classified as a NORM-waste (i. e. Naturally Occurring Radioactive Material).

This research provided the overview of quantities of radioactive waste formed in the process of water treatment and some potential waste management methods are also provided. For that purpose, filter material and water samples were collected from 18 water treatment plants and for the measurement of specific activity of Ra-226, Ra-228 and Th-228 gamma-spectrometrical measurement methods were used. The size of selection covers 47.4% of national Cambrian-Vendi groundwater productivity and 49.8% of consumers using Cambrian-Vendi aquifer either entirely or partially.

The results show that in filter materials in 11 of 18 water treatment plants the exemption levels were exceeded and the total quantity of filter material exceeding the exemption levels is 303 420 kg. Such quantity is distributed unevenly between water treatment plants, whereby the main proportion of total formed NORM-material is by two water treatment plants – Viimsi Vesi Inc. (82.8%) and Rakvere vesi Inc (9.8%). Other treatment plants have the proportion between 3.0-0.40%.

NORM-material waste management methods in Estonia have not been carried on and only theoretical alternatives have been described. Managing formed waste

as radioactive waste, disposal in permanent disposal site of NORM-waste, using the filter material as a secondary raw material, dispersion into the environment and replacing the filter material before it exceeds the exemption levels.

Managing formed waste as a radioactive waste is possible in Paldiski radioactive waste disposal site by A.L.A.R.A Inc but considering the volume of formed NORM-material the main obstacle may be in the capability of A.L.A.R.A because of incommensurability. In the future there may be possibility to dispose NORM-materials in permanent disposal site of radioactive waste which is planned to be completed by the year 2040 and even then preliminary studies are required for separately for the NORM-material. The third option for NORM-material management is to dispose filter material in commercial waste disposal site but that presumes that the NORM-material is released from under the radiation-related activity. The fourth alternative for managing NORM-material is to disperse it into the environment. For that, old mine shafts may be considered as a potential disposal place.

The use of filter material as a secondary raw material is taken also into consideration. In that case also releasing from under the radiation activity is needed and filter material can be used as a filling material in road construction for example. This management method requires collaboration partners and preliminary studies. For other option it may be possible to replace the filter material used in water treatment plants before it exceeds the exemption levels enforced with the law. This management method is feasible when it proves to be economically efficient because it is affected by the rate of radionuclide accumulation.

Prevention of formed waste can also be one of the management alternatives. This is possible through development and adaption of the NORM-free treatment methods.

Based on the results given herein the most suitable NORM-material management method depends on the specifics of the water treatment plant and therefore case-by-case approach is needed, whereby regulatory authority has hereat and advising and intermediary role.

Tänuavaldused

Autor tänab Keskkonnainvesteeringute Keskust, Eesti Vee-ettevõtete Liitu ning kõiki käesolevas magistritöös käsitletud veetöötlusettevõtteid meeldiva koostöö ja vastutulelikkuse eest.

Eraldi tänusõnad soovib autor anda oma juhendajale, Madis Kiisk'ile oskusliku juhendamise eest. Samuti on autor tänulik tervele TÜ FI Tuumaspektroskoopia töörühmale meeldiva ja sujuva koostöö eest.

Kasutatud allikate nimekiri

Ennet, P., n.d. Teema 6 - Veepuhastus.pdf [WWW]. Keskkonnaagentuur. URL <http://www.keskkonnaagentuur.ee/failid/Teema%206%20-%20Veepuhastus.pdf> (külastatud 11.05.2016).

Forte, M., Rusconi, R., Trotti, F., Caldognetto, E., Airoidi, R., Realini, F., Risica, S., Bagnato, L., 2010. Estimation of concentrations of radionuclides in estonian ground waters and related health risks. Twinning Light contract No. EE06-IB-TWP-ESC-03.

Gascoyne, M., Ivanovich, M., Harmon, S., 1992. Geochemistry of the actinides and their daughters. In: Uranium series disequilibrium. Oxf. Sci. Publ. Second Edition, 34–61.

Germain, D., 2001. Radium removal options for small systems: a comparison of processes. 3rd NSF Int. Symp. Small Drink. Water Wastewater Syst. 57–66.

ICRP, 2015. Occupational Intakes of Radionuclides: Part I (ICRP Publication 130. Ann.), ICRP 44(2).

Keskkonnaministeerium, 2015. Radioaktiivsete jäätmete riiklik tegevuskava.

Keskkonnaministeerium, 2010. Eksperthinnang “Looduslike radionukliide sisaldavate ja looduslike radionukliididega saastunud materjalide käitlemise valikud.”

Kiirguskeskus, 2005. Joogivee radioaktiivsusest põhjustatud terviseriski hinnang. [WWW]. URL <http://www.keskkonnaamet.ee/public/kiirgus/joogivesi.pdf> (külastatud 18.11.15).

Kiisk, M., 2016. Kiirgusohutushinnang Viimsi Vesi ASi 3. veetöötlusliini filtermaterjali ohutustamiseks.

Lumiste, L., Munter, R., Sutt, J., Kivimäe, T., Eensalu, T., 2012. Removal of radionuclides from Estonian groundwater using aeration, oxidation and

filtration. Environ. Eng., Proceedings of the Estonian Academy of Sciences 61, 58–64. doi:10.3176/proc.2012.1.08

Lust, M., 2012. Assessment of dose components to Estonian population (Doktoritöö).

Mokrik, R., Karro, E., Savitskaja, L., Drevaliene, G., 2009. The Origin of the Barium in the Cambrian-Vendian aquifer system, North-Estonia. Est. J Earth Sci 58, 193–208.

Nuccetelli, C., Caldognetto, E., Forte, M., Realini, F., Risica, S., Rusconi, R., Trotti, F., 2009. Radioactivity in residues and effluents from Estonian waterworks treatment plants [WWW]. URL http://www.keskkonnaamet.ee/public/Nuccetelli_EUNORM1.pdf (külastatud 18.11.15).

Põhjaveekomisjon, 2004. Eesti põhjavee kasutamine ja kaitse. AS Maves, Tallinn.

Realo, E., 2013. HPGe gammaspektromeetria 2.

Riigi Teataja, 2016a. Kiirgusseadus [WWW]. URL <https://www.riigiteataja.ee/akt/13223570?leiaKehtiv> (külastatud 27.04.16).

Riigi Teataja, 2016b. Jäätmeseadus [WWW]. URL <https://www.riigiteataja.ee/akt/114062013006?leiaKehtiv> (külastatud 11.05.15).

Riigi Teataja, 2005a. Kiirgustegevuses tekkinud radioaktiivsete ainete või radioaktiivsete ainetega saastunud esemete vabastamistasemed ning nende vabastamise, ringlusse võtmise ja taaskasutamise tingimused [WWW]. URL <https://www.riigiteataja.ee/akt/853253> (külastatud 18.11.15).

Riigi Teataja, 2005b. Radioaktiivsete jäätmete klassifikatsioon, registreerimise, käitlemise ja üleandmise nõuded ning radioaktiivsete jäätmete vastavusnäitajad [WWW]. URL <https://www.riigiteataja.ee/akt/850616> (külastatud 03.04.2016).

Riigi Teataja, 2004a. Väljaarvamistasemete tuletamise alused ja radionukliidide väljaarvamistasemed [WWW]. URL <https://www.riigiteataja.ee/akt/13276884> (külastatud 20.11.15).

Riigi Teataja, 2004b. Kiirgusseadus [WWW]. URL <https://www.riigiteataja.ee/akt/13223570> (külastatud 25.11.15).

Riigi Teataja, 2001. Joogivee kvaliteedi- ja kontrollnõuded ning analüüsimeetodid [WWW]. URL <https://www.riigiteataja.ee/akt/12782324> (külastatud 18.11.15).

Terviseamet, 2014. KIK-i keskkonnaprogrammi projekt nr 49. Radionukliidide sisalduse määramine Lõuna-Eesti veevärgivees. Tulemuste ülevaade [WWW]. URL http://www.terviseamet.ee/fileadmin/dok/Keskkonnatervis/vesi/TF_radionukliid/KIK_radionukliidiseire-Tulemuste_kokkuvote.pdf (külastatud 03.05.16).

Tosaka, 2008a. File:Decay chain(4n+2, Uranium series).PNG. Wikipedia Free Encycl.

Tosaka, 2008b. English: Decay chain 4n, Thorium series [WWW]. URL [https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Decay_chain\(4n,Thorium_series\).PNG](https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Decay_chain(4n,Thorium_series).PNG) (külastatud 18.11.15).

TÜ Füüsika Instituut, 2015. Radioaktiivsete jäätmete tekkimine Kambrium-Vendi veehaaret kasutavates veetöötlusjaamades. Projekti nr 7939 lõpparuanne.

UNSCEAR, 2000. Exposures from natural radiation sources. N. Y. United Nation, Annex B.

Veil, J.A., 1998. Options and Cost for Disposal of NORM waste.

Viisimaa, M., n.d. Adsorbentide regenereerimise katsete tulemused.

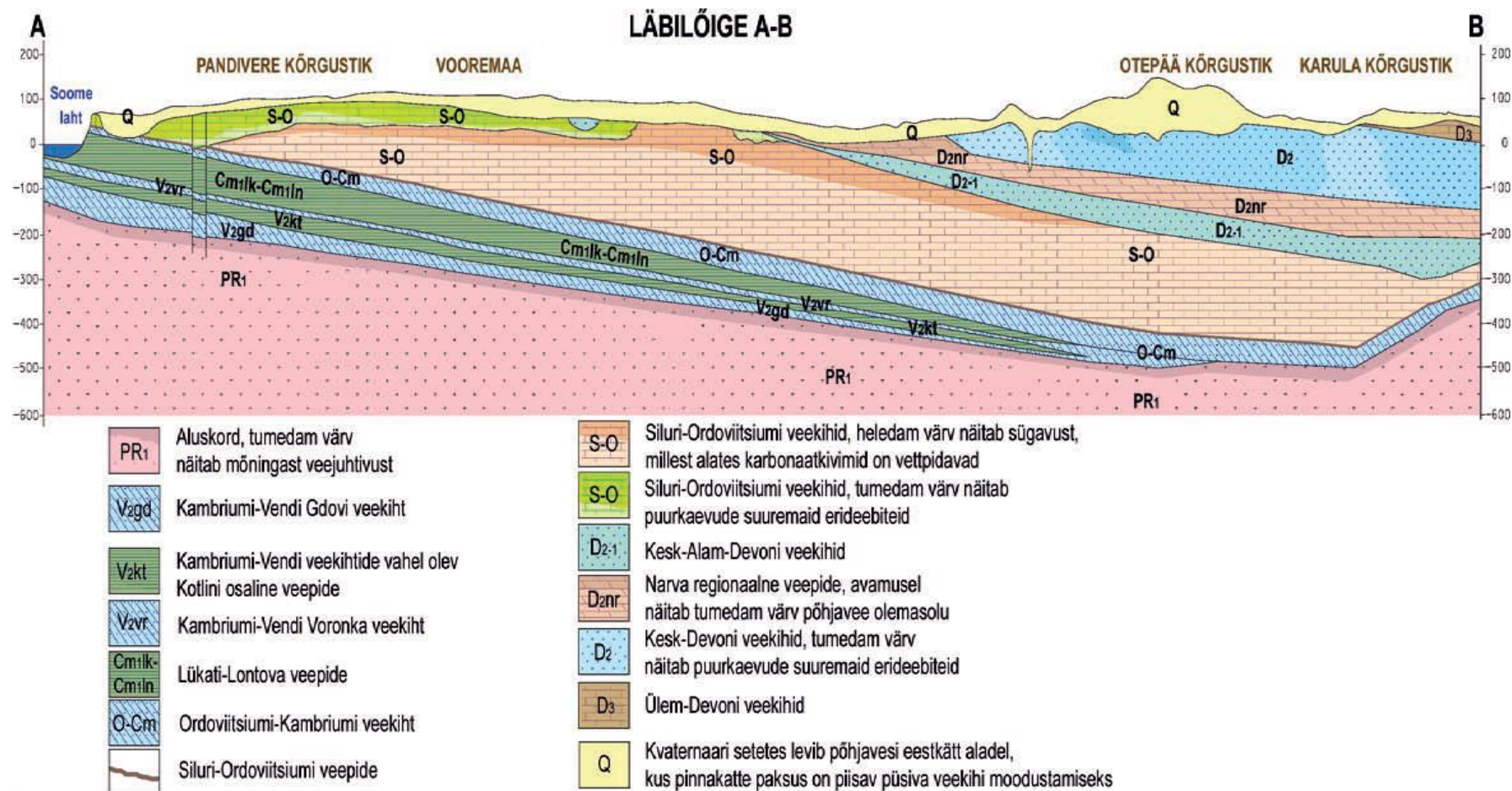
Watex Estonia OÜ, n.d. veefiltrid.ee » Tööstus.

WHO, 2016. Ionizing radiation, health effects and protective measures [WWW]. WHO. URL <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs371/en/> (külastatud 27.04.16).

Wisser, S., 2003. Balancing Natural Radionuclides in Drinking Water Supply - an investigation in Germany and Canada with respect to geology, radiometry legislation. Dissertation zur Erlangung des Grades "Doktor der Naturwissenschaften." Johannes Gutenberg-Universität, Mainz.

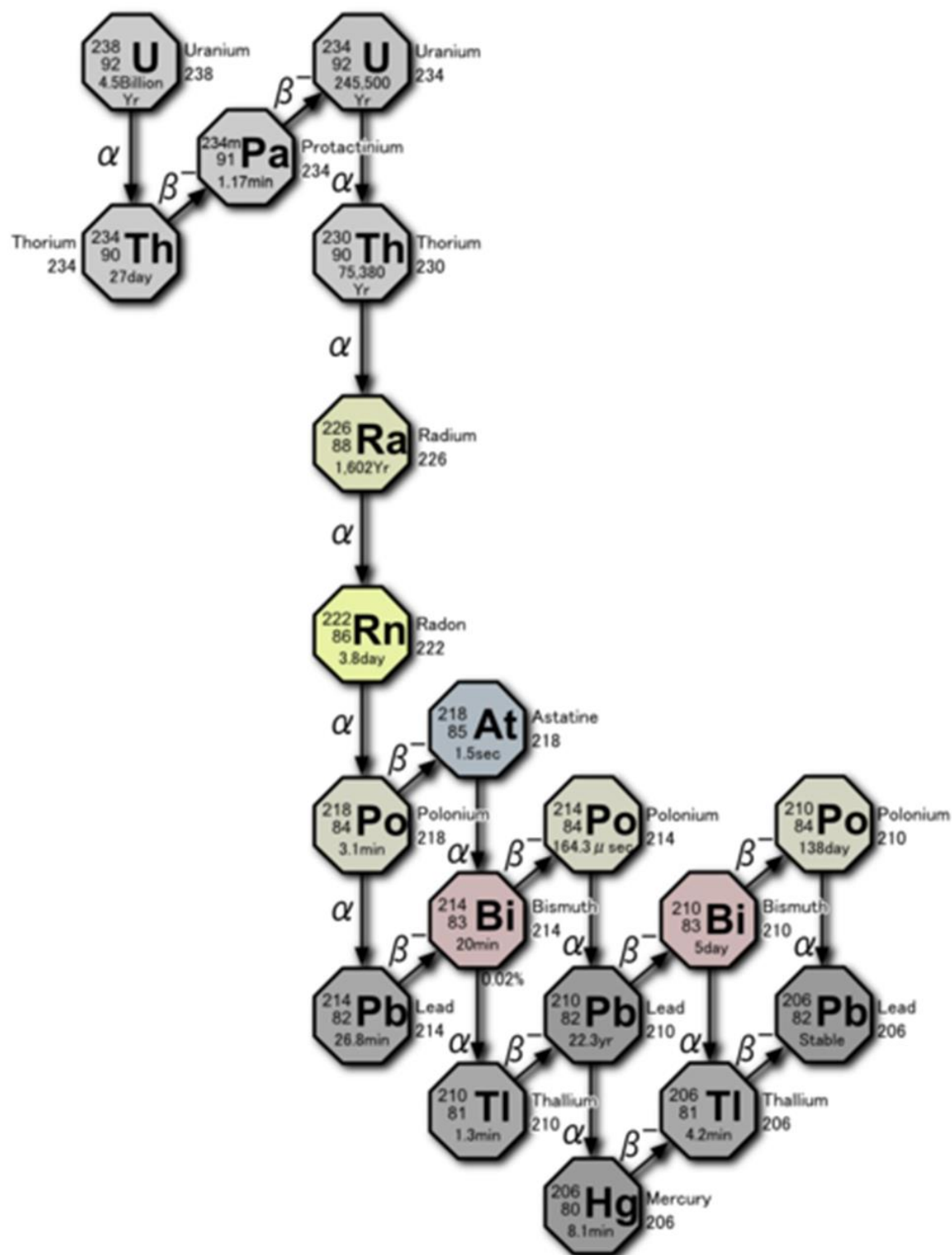
Lisad

Lisa 1 Põhjaveekihtide ja veepidemete paiknemine Eesti territooriumil



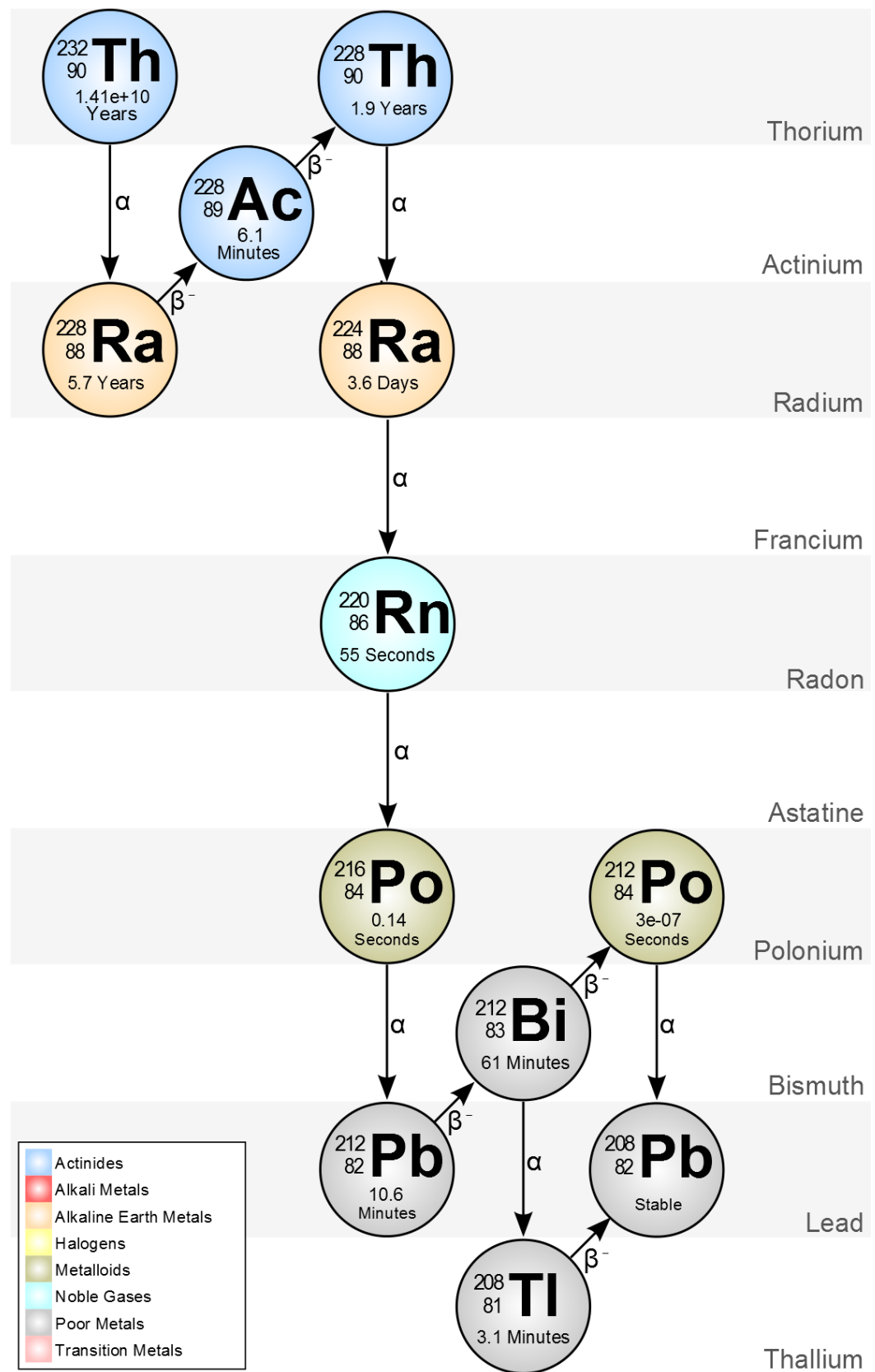
Joonis 8 Põhjaveekihtide ja veepidemete paiknemine Eesti territooriumil (Põhjaveekomisjon, 2004)

Lisa 2. U-238 lagunemisrida



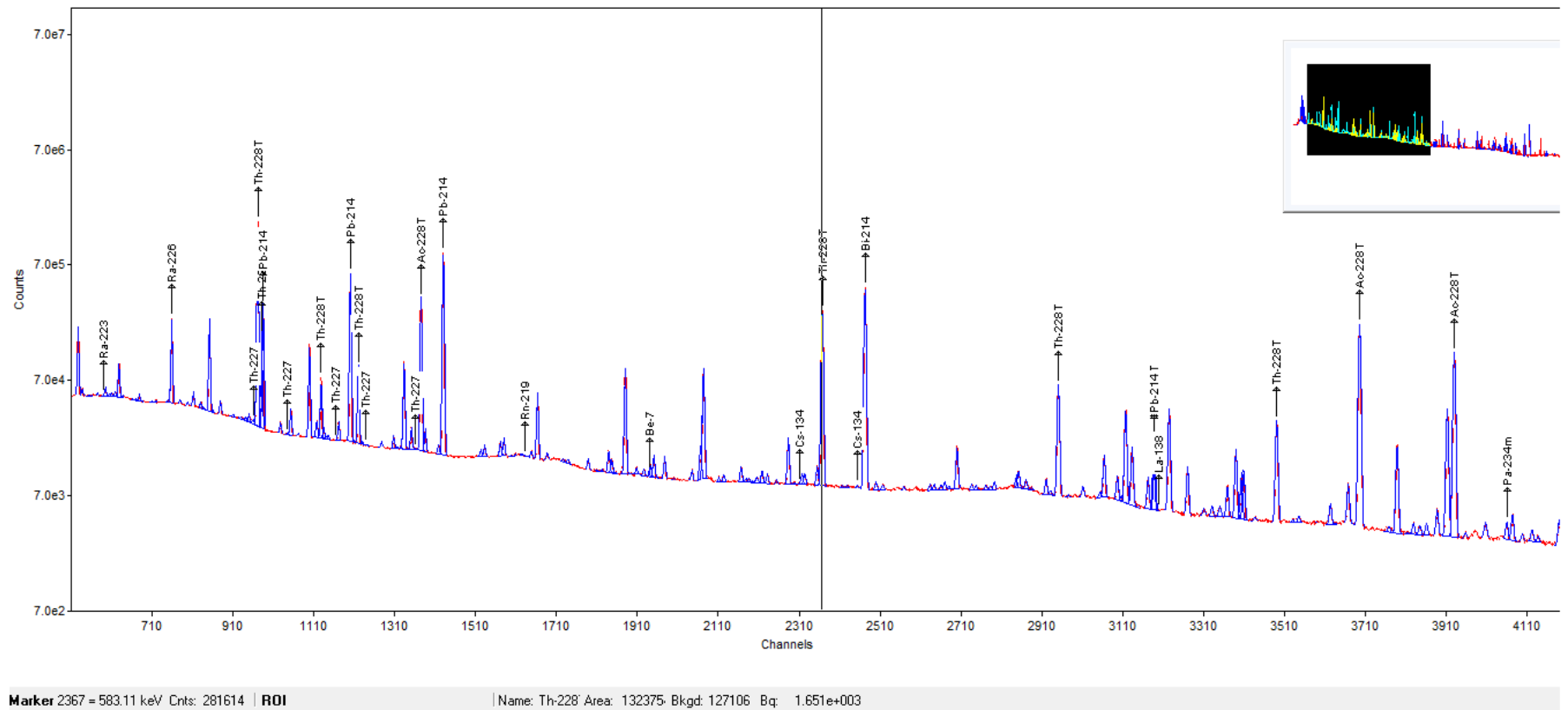
Joonis 9 U-238 lagunemisrida (Tosaka, 2008a)

Lisa 3. Th-232 lagunemisrida



Joonis 10 Th-232 lagunemisrida (Tosaka, 2008b)

Lisa 4. Näide analüüsitud spektrist



Joonis 111 Spekter LX-1185 AS Tallinna Vesi Jugapuu veetöötusjaama filtermaterjali proovi analüüsispekter. Analüüsimisel on kasutatud programmi GammaVision v6.07, tootja Ortec.

Lisa 5. Ra-226 analüüsitulemused

Tabel 11 Ra-226 analüüsitulemused

VTJ	Eriaktiivsuse kontsentratsioon	U (k=2)	Aastane kasv	U(k=2)	Koguaktiivsus	U(k=2)
	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg/a]	[Bq/kg/a]	[Bq]	[Bq]
Esmar Vesi OÜ	1135	28	8630,73	9,62	15038750	81468,49
Viimsi Vesi AS*	25333	644	8706,73	221,34	4053280000	1873775
Saku Maja AS Kannikese	4276	165	3981,48	56,71	4592306,849	480082,2
ASTV Jugapuu	28337	687	2111,25	51,18	93512100	1998888
JPB OÜ - Püssi	995	40	1729,40	13,75	1781050	116383,6
Kovek AS Vanamõisa	6313	21	1803,71	7,22	22095500	61101,37
TS Energia OÜ	1052	49	399,98	16,84	6548700	142569,9
ASTV Laagri	13863	369	995,47	26,50	38816400	1073638
Loo Vesi OÜ Loo alevik	2809	99	472,48	34,03	16700082,19	288049,3
ASTV Raba	9116	233	934,38	23,88	54240200	677934,2
ASTV Pika-Voolu	5552	152	616,89	16,89	37198400	442257,5
JBP OÜ - Ahtme	1288	58	484,66	21,82	249789568	168756,2
Paldiski LH OÜ	478	19	356,79	6,53	26768000	55282,19
ASTV Segu	3045	73	376,63	25,09	17052000	212400
Rakvere Vesi AS	5412	185	386,57	13,21	548512965	538274
ASTV Toome-Õitse	4771	124	530,11	13,78	31965700	360789
JBP OÜ - Kohtla-Nõmme	1852	76	91,85	26,12	7593200	221128,8
Kunda Vesi AS	214	11	13,46	3,78	3638000	32005,48
*Ra-ärastus						

Lisa 6. Ra-228 analüüsitulemused

Tabel 12 Ra-228 analüüsitulemused

VTJ	Eriaktiivsuse kontsentratsioon	U(k=2)	Aastane kasv	U(k=2)	Koguaktiivsus	U(k=2)
	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg/a]	[Bq/kg/a]	[Bq]	[Bq]
Esmar Vesi OÜ	1214	40	9231,46	13,75	16085500	40000
Viimsi Vesi AS*	24398	695	8385,38	238,87	3903680000	695000
Saku Maja AS Kannikese	4691	211	4367,90	72,52	7937172	211000
ASTV Jugapuu	42339	1184	3154,47	406,93	139718700	1184000
JPB OÜ - Püssi	1249	55	2170,88	18,90	2235710	55000
Kovek AS Vanamõisa	5948	28	1699,43	9,62	46822656	28000
TS Energia OÜ	2752	126	1046,33	43,31	17131200	126000
ASTV Laagri	13015	402	934,58	138,16	36442000	402000
Loo Vesi OÜ Loo alevik	5015	217	843,54	74,58	14794250	217000
ASTV Raba	6191	206	634,57	70,80	36836450	206000
ASTV Pika-Voolu	5278	180	586,44	61,86	35362600	180000
JBP OÜ - Ahtme	1505	82	566,31	28,18	291873680	82000
Paldiski LH OÜ	650	35	485,17	12,03	36400000	35000
ASTV Segu	3404	98	421,03	33,68	19062400	98000
Rakvere Vesi AS	4549	167	324,93	57,40	461046836,3	167000
ASTV Toome-Õitse	2835	124	315,00	42,62	18994500	124000
JBP OÜ - Kohtla-Nõmme	3610	129	179,03	44,34	14801000	129000
Kunda Vesi AS	315	17	19,82	5,84	5355000	17000
*Ra-ärastus						

Lisa 7. Th-228 analüüsitulemused

Tabel 13 Th-228 analüüsitulemused

VTJ	Eriaktiivsuse kontsentratsioon	U(k=2)	Aastane kasv	U(k=2)	Koguaktiivsus	U(k=2)
	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg/a]	[Bq/kg/a]	[Bq]	[Bq]
Esmar Vesi OÜ	90	3	684,38	1,03	36072096	16000
Viimsi Vesi AS*	11804	305	4056,93	104,83	1888640000	305000
Saku Maja AS Kannikese	1141	54	1062,41	18,56	267972705	100000
ASTV Jugapuu	21277	701	1585,24	240,93	6832000	7000
JPB OÜ - Püssi	280	12	486,67	4,12	3162000	7000
Kovek AS Vanamõisa	2157	9	616,29	3,09	1192500	3000
TS Energia OÜ	435	26	165,39	8,94	16979904	9000
ASTV Laagri	9002	302	646,42	103,79	18512100	94000
Loo Vesi OÜ Loo alevik	2121	84	356,76	28,87	17306100	88000
ASTV Raba	4055	149	415,63	51,21	2707875	26000
ASTV Pika-Voolu	2763	94	307,00	32,31	24127250	149000
JBP OÜ - Ahtme	186	16	69,99	5,50	1120000	66000
Paldiski LH OÜ	122	7	91,06	2,41	7777700	68000
ASTV Segu	200	66	24,74	8,16	70214100	701000
Rakvere Vesi AS	2644	100	188,86	34,37	6256950	84000
ASTV Toome-Õitse	2583	88	287,00	30,24	25205600	302000
JBP OÜ - Kohtla-Nõmme	1897	68	94,08	23,37	501200	12000
Kunda Vesi AS	186	7	11,70	2,41	1930572	54000
*Ra-ärastus						

Litsents

Mina, Maria Leier (sünnikuupäev 06.05.1992),

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Radioaktiivsete jäätmete tekkimine Kambrium-Vendi veehaaret kasutavates veetöötlusjaamades“, mille juhendaja on Madis Kiisk,
 - 1.1. reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
 - 1.2. üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 18.05.2016